

Universidade de Brasília  
Instituto de Ciências Biológicas  
Programa de Pós-Graduação em Zoologia

**Respostas de comunidade de aves à fragmentação  
florestal no Cerrado**

Reile Ferreira Rossi

Brasília – DF

2016

Respostas de comunidade de aves à fragmentação  
florestal no Cerrado

Reile Ferreira Rossi

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-  
Graduação em Zoologia da Universidade de  
Brasília como parte dos requisitos necessários para  
a obtenção do título de Mestre em Zoologia.

**Orientador:** Dr. Ricardo Bomfim Machado

Brasília – DF

2016



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA

Dissertação de Mestrado

**REILE FERREIRA ROSSI**

Título:

“Respostas de comunidade de aves à fragmentação florestal no Cerrado”

**Banca Examinadora:**

*Prof. Dr. Ricardo Bomfim Machado*  
*Presidente/Orientador*  
*ZOO/UnB*

*Prof. Dr. Carlos Abs da Cruz Bianchi*  
*Membro Titular*  
*UFG*

*Prof. Dr. Miguel Ângelo Marini*  
*Membro Titular*  
*ZOO/UnB*

*Prof. Dr. Guarino Rinaldi Colli*  
*Membro Suplente*  
*ZOO/UnB*

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter dado saúde e proteção, a mim e a minha família, durante minhas viagens, trabalhos de campo e ausência de casa.

À minha esposa, Jacqueline, pela compreensão e por ter aceitado comigo o desafio de passar esta fase da nossa vida em meio às ausências. Por ter dedicado atenção e cuidado aos nossos filhos.

Ao meu orientador Dr. Ricardo B. Machado (“Pacheco”), que mesmo sem me conhecer aceitou prontamente o desafio de me orientar, pela paciência, pelas orientações e liberdade para desenvolver o projeto e a escrita deste trabalho.

Aos meus filhos Mateus, Rafael e Maria Júlia (que ainda está por vir) que, na saída ou na chegada, estavam cheios de saudade (eu também) e cobravam apenas um abraço, raras vezes um presente também.

À minha mãe Divina, ao meu pai Jacir, à minha sogra Marilene e ao meu sogro Aguiamar, que mantiveram a preocupação com minha saúde e direta ou indiretamente sempre deram condições para que eu concluísse este curso.

Aos meus irmãos Ralder e Wender, que mesmo morando distante, parecia que sempre estavam por perto e nas poucas vezes que conversamos sempre deram o apoio necessário.

Aos meus pares do Curso de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Goiás – UEG Campus Quirinópolis, que me incentivaram e assumiram minhas disciplinas para que eu pudesse me licenciar, em especial a Marcela, Flávia, Laura, Isa, Raoni, Carvalho e Wellington Hannibal.

A Hermes, assistente de campo, fiel companheiro, que nas madrugadas, sob sol escaldante, debaixo de chuva, abrindo trilhas, carregando equipamentos, estava sempre disposto a me ajudar, até mesmo diante das “toneladas” de carrapatos e mosquitos.

Aos professores que tive a honra de ser aluno durante o mestrado, Miguel Marini, Reuber Brandão, Guarino Colli e Manoel Graça, além do meu orientador, com os quais aprendi muito.

À Universidade Estadual de Goiás e à Secretaria de Estado da Educação de Goiás por terem concedido licença para qualificação.

Ao Tiago (IBGE Quirinópolis) e Carlão (EMATER Quirinópolis) pela atenção e auxílio na obtenção de informações socioeconômicas.

Aos colegas do Laboratório de Planejamento para Conservação da Biodiversidade, Yuri, Vivian, Thalita, Babi, Romina, Mari, Danilo, Tatá, Renatinha e Giovana pelo apoio, discussões e críticas que contribuíram com este trabalho.

A Wilson Jr. pelas dicas na obtenção dos dados de NDVI das áreas de estudo.

Aos proprietários das fazendas Alegre, Guarirobas, Fazendinha, Perdizes, Racho Alegre, Douradinho, Bela Vista, Nossa Senhora Aparecida, Recanto da Fraternidade, Santa Bárbara, Flórida, Santa Rosa, Jatobá, Marupiara, Esmeralda, Sucuri, Santa Maria e Laçada, que gentilmente autorizaram a realização deste estudo nas suas propriedades.

Aos membros da banca, Miguel Marini e Carlos Bianchi, pelas sugestões e contribuições para melhoria deste estudo.

*“Feliz aquele que transfere o que sabe e aprende o que ensina.”*

(Cora Coralina)

*“Conhecer, saber mais da interessantíssima vida das aves, é o primeiro passo para estimular o sentimento de conservar a natureza, que atualmente passa por tantos perigos.”*

(Helmut Sick)

## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	viii
CAPÍTULO 1.....	viii
CAPÍTULO 2 .....	viii
LISTA DE TABELAS .....	x
CAPÍTULO 1 .....	x
CAPÍTULO 2 .....	x
INTRODUÇÃO GERAL .....	1
REFERÊNCIAS .....	4
CAPÍTULO 1 .....	8
DETERMINANTES DA DINÂMICA DO USO SOLO EM UM <i>HOTSPOT</i> DE BIODIVERSIDADE: O CERRADO DO SUL DE GOIÁS, BRASIL .....	9
RESUMO .....	9
ABSTRACT .....	10
RESUMEN .....	10
INTRODUÇÃO .....	11
MATERIAL E MÉTODOS .....	13
RESULTADOS .....	15
DISCUSSÃO .....	20
CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	23
REFERÊNCIAS .....	23
CAPÍTULO 2.....	31
RESPOSTAS DE COMUNIDADES DE AVES À FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NO CERRADO .....	32
RESUMO .....	33
INTRODUÇÃO .....	34

<b>MÉTODOS .....</b>	<b>36</b>
ÁREA DE ESTUDO .....	36
AMOSTRAGEM DAS AVES, PARÂMETROS AMBIENTAIS E DADOS DA PAISAGEM .....	38
ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....	41
<b>RESULTADOS .....</b>	<b>42</b>
<b>DISCUSSÃO.....</b>	<b>47</b>
<b>AGRADECIMENTOS .....</b>	<b>54</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>55</b>
<b>MATERIAL SUPLEMENTAR .....</b>	<b>68</b>
<b>CONCLUSÃO GERAL .....</b>	<b>77</b>



## LISTA DE FIGURAS

### Capítulo 1

**Figura 1** - Microrregião Quirinópolis, estado de Goiás, Brasil ..... 13

**Figura 2** - Evolução da perda e fragmentação da vegetação nativa na microrregião Quirinópolis, estado de Goiás/Brasil, no período de 1984-2014 (anos selecionados) ..... 16

**Figura 3** - Evolução das métricas da paisagem no período de 1984 a 2014 nos municípios do sul de Goiás: Cachoeira Alta, Caçu, Gouvelândia, Itajá, Itarumã, Lagoa Santa, Paranaiguara, Quirinópolis e São Simão. NP = número de fragmentos; AREA\_MN = média da área dos fragmentos; CORE\_MN = média da área core; SHAPE\_MN = média do índice shape ..... 17

**Figura 4** – Relação entre aumento da área de lavoura temporária e redução do rebanho bovino (A), e entre área remanescente de vegetação nativa e redução da extração vegetal – lenha (B), na microrregião Quirinópolis entre 1984 e 2014 ..... 19

### Capítulo 2

**Figura 1** - Localização da área de estudo no sul do estado de Goiás, Brasil. Os 20 fragmentos florestais amostrados estão realçados em preto, dispostos na paisagem (escala de cinza). A situação da cobertura vegetal nativa é referente ao ano de 2014. O mapa em escala maior mostra parte da microrregião Quirinópolis ..... 37

**Figura 2** - Relação entre a similaridade de espécies (índice de similaridade de Bray-Curtis) e a distância entre os fragmentos amostrados no sul do estado de Goiás, Brasil ..... 43

**Figura 3** - Curvas observada e estimada de acúmulo de espécies, baseada no número de espécies de aves amostradas em 20 fragmentos florestais do Sul de Goiás. Riqueza observada (Sobs = 104); riqueza estimada (*Bootstrap* = 112) ..... 45

**Figura 4** - Dendrograma de similaridade dos fragmentos obtido por uma matriz de abundância das espécies de aves presentes em 20 fragmentos de floresta estacional semidecidual no sul do estado de Goiás, Brasil. Segundo o algoritmo grupo pareado e utilizando o Quociente de Bray-Curtis ..... 46

**Figura 5** - Distribuições da temperatura e umidade amostradas na borda e interior para 20 fragmentos (dez isolados e dez conectados) no sul do estado de Goiás, Brasil. A linha cheia dentro da caixa representa a mediana, o inferior da caixa representa o percentil 25% e o superior da caixa 75%, o traço inferior representa o percentil 10% e o superior 90%. Os círculos vazios representam os extremos, máximo e mínimo ..... 47

## LISTA DE TABELAS

### Capítulo 1

<b>Tabela 1</b> - Dados socioeconômicos referente aos municípios da microrregião Quirinópolis, estado de Goiás/Brasil para os anos selecionados (1984, 1994, 2004 e 2014). As colunas correspondem à área de lavoura temporária (LT, representada em ha), área de lavoura permanente (LP, representada em ha); extração vegetal-lenha (EXVL, representada em m <sup>3</sup> ), extração vegetal-carvão (EXVC, representada em toneladas) e número de cabeças de gado (CG). Os municípios (linhas) são Cachoeira Alta (M1) Caçu (M2), Gouvelândia (M3), Itajá (M4), Itarumã (M5), Lagoa Santa (M6), Paranaiguara (M7), Quirinópolis (M8) e São Simão (M9). .....	18
---	----

### Capítulo 2

<b>Tabela 1</b> - Relação das áreas estudadas no sul goiano, microrregião Quirinópolis, Goiás, Brasil. CF = código do fragmento, AT = área total (em hectares), CE = conectividade estrutural .....	38
<b>Tabela 2</b> - Métricas computadas no V-LATE, agrupados por área temática .....	40
<b>Tabela 3</b> - Números de espécies de aves registrados em 20 fragmentos de floresta estacional semidecidual, sul do estado de Goiás, Brasil, de acordo com o hábito alimentar .....	44

## **Introdução Geral**

As ameaças mais importantes à perda da biodiversidade em nível global estão provavelmente associadas aos processos de perda e fragmentação de hábitat (Laurance e Cochrane, 2001). Na região tropical, a fragmentação é um processo geralmente associado às modificações no uso da terra, principalmente devido à expansão da fronteira agrícola (Primack e Rodrigues, 2001). As alterações nos ambientes naturais por meio da fragmentação têm atingido grandes áreas num curto período (Bueno, 2010).

A fragmentação de hábitats é definida por Wilcove, McLellan e Dobson (1986) como um processo em que uma grande extensão de hábitat é transformada em várias pequenas áreas, isoladas umas das outras por uma matriz de hábitats diferente da original. A fragmentação promove redução na quantidade de hábitat original, aumento do número de manchas, diminuição dos tamanhos das manchas, e aumento no isolamento das manchas (Fahrig, 2003). O tamanho e o grau de isolamento dos fragmentos são, em geral, os parâmetros mais importantes para a explicação das variações de riqueza de espécies (Martins, 2002).

Fragmentos inseridos em paisagens alteradas vêm sendo ciclicamente destruídos ou mantidos em estágios iniciais de sucessão em razão da recorrência de distúrbios antrópicos originados do desmatamento para a agricultura, da fragmentação ou da degradação (Neeff et al., 2006). Em geral, essas paisagens apresentam fragmentos pequenos e sofrem com forte efeito de borda, geralmente tido como causa da redução na riqueza e abundância de diversas espécies, principalmente insetívoras especialistas (Banks-Leite, Ewers e Metzger, 2010), que forrageiam preferencialmente no interior dos ambientes florestais (Barbaro et al., 2012; Bereczki, Hajdu e Báldil, 2015).

No Brasil, o processo de fragmentação atinge todos os biomas, incluindo o Cerrado. O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro e concentra uma elevada biodiversidade (Klink e Machado, 2005). Em relação às aves, o Cerrado, dominado pela vegetação de savana, é o terceiro bioma mais rico do país (Marini e Garcia, 2005) com 850 espécies de aves (Silva, 1995; Silva e Santos, 2005), atrás apenas da Amazônia e Mata Atlântica. Entretanto, apesar de ser a maior e mais rica região de savana tropical da Terra, é provavelmente a mais ameaçada (Silva e Bates, 2002). Para Machado et al. (2004) a situação do Cerrado é bastante crítica e preocupante, com atual tendência ao desaparecimento, em 2030 as porções mais significativas do bioma estarão presentes somente nas unidades de conservação criadas.

A ocupação efetiva do Cerrado, após a colonização do Brasil, começou em sua porção centro-sul. O Estado teve papel importante neste processo, que pode ser dividido em dois

momentos: primeiro, no final do século XVII e século XVIII por meio dos bandeirantes e segundo, a partir da década de 1930, por meio de projetos e políticas governamentais. Para Fernandes e Pessôa (2011) a real ocupação do Cerrado aconteceu por meio dos bandeirantes, explorando o ouro aluvião, iniciando por volta do ano de 1726 e chegando ao auge em 1750. O ciclo do ouro foi curto e logo instalou a economia rural de subsistência, uma vez que havia muita mão de obra e terras despovoadas, além da pecuária iniciou-se também a agricultura itinerante (Ribeiro, 1995).

Até meados da década de 1930, Goiás, Amazônia e Mato Grosso eram considerados como “grande vazio nacional”. Em 1920 o Cerrado possuía 759.00 habitantes, baixa densidade demográfica, 0,37 habitante/Km<sup>2</sup> (Klink e Moreira, 2002) e a agricultura estava restrita ao centro sul. Esses fatores associados ao momento político no Brasil motivou a criação do programa “Marcha para o Oeste”, contribuindo para dinamização da região, o que foi colaborado com a construção de Goiânia (GO) e sua inauguração, em 1942 (Oliveira e Duarte, 2004) e pela construção de Brasília entre 1955 e 1960. Mais tarde, em 1967, foi criada a Superintendência de Desenvolvimento do Centro-Oeste (SUDECO), que coordenou ações e investimentos com recursos públicos para a região (Moysés e Silva, 2008).

Com a construção de Brasília, a atenção é voltada novamente para o Centro-Oeste, mas, a posição de destaque do Cerrado no cenário nacional foi conseguida graças a programas de incentivo governamental para a ocupação da região, como o Programa de Cooperação Nipo-Brasileiro para o Desenvolvimento dos Cerrados (PRODECER I e II), implantados em 1979 e em 1985 que possibilitaram o desenvolvimento de tecnologias para a correção do solo, para o desenvolvimento de cultivares e para o treinamento e formação de recursos humanos (Machado e Aguiar, 2010).

Goiás, localizado na área central do Cerrado, vivenciou todas as fases de ocupação do bioma e na última década tem experimentado uma nova dinâmica do uso do solo, com conversão de áreas de pastagens e agrícolas em cana-de-açúcar. A conversão de novas áreas se deve tanto ao aspecto favorável da topografia, terrenos com pouca declividade, quanto ao surgimento de novas *commodities*, como é o caso da cana-de-açúcar (etanol) (Ribeiro, Ferreira e Ferreira, 2009). Grandes empresas agropecuárias instalaram-se no Centro-Oeste, sobretudo no sul, sudeste e sudoeste do estado de Goiás, graças aos incentivos governamentais (Moysés e Silva, 2008).

No sul Goiano, entre 1960 e 1970, as áreas nativas foram drasticamente reduzidas e substituídas por pastagens e culturas cíclicas, provocando fragmentação das fisionomias originais da vegetação (Borges, Castro e Silva, 2010). Essa conversão de áreas naturais do bioma

Cerrado em campos agrícolas tem reduzido a área de ocorrência de muitas espécies sem que ocorra um aumento no conhecimento delas (Alho e Martins, 1995 *apud* Fernandes e Pessôa, 2011).

O crescimento das cidades e principalmente, a expansão da agricultura e da pecuária são fatores que têm levado o Cerrado brasileiro a um acelerado processo de degradação e o impacto ambiental mais evidente é o desaparecimento gradativo dos ecossistemas e a formação de uma paisagem homogênea, formada por pastagens e por grandes lavouras (Santos et al., 2010). O desaparecimento de ecossistemas pode levar a extinção local de espécies antes mesmo de serem descritas ou estudadas. Para o Cerrado este problema é preocupante uma vez que o nível de conhecimento da biodiversidade deste bioma é bem baixo (Machado e Aguiar, 2010).

O processo de fragmentação de hábitat é a principal ameaça para as aves brasileiras (Marini e Garcia, 2005). A fragmentação pode provocar alterações na estabilidade, riqueza, tamanho e composição em bandos mistos de aves (Maldonado-Coelho e Marini, 2000). Aves dependentes de mata tendem a desaparecer em remanescentes menores, outras, como as granívoras, podem ser favorecidas com o isolamento dos fragmentos e pelo aumento da área de bordas (Anjos, 1998) que são utilizadas nas atividades de forrageamento.

As aves são excelentes indicadores da qualidade dos ecossistemas, uma vez que estes animais ocupam muitos tipos de nichos ecológicos (Vielliard et al., 2010) e desta forma estudos envolvendo esse grupo em paisagens fragmentadas, pode fornecer informações importantes sobre diversos aspectos ecológicos relacionados à conservação das espécies. Nesse sentido, a análise das respostas de comunidade de aves à fragmentação proporciona uma forma de avaliar as condições do ambiente nativo e sua capacidade em manter a biodiversidade do local (Gimenes e Anjos, 2003).

Este estudo tem como objetivo principal analisar as respostas de comunidades de aves à fragmentação do Cerrado considerando o histórico de mudanças no uso do solo e a conectividade estrutural dos fragmentos. A dissertação está estruturada em dois capítulos na forma de manuscritos a serem submetidos para publicação.

O primeiro capítulo (Determinantes da dinâmica do uso do solo em um *hotspot* de biodiversidade: o Cerrado do sul de Goiás, Brasil), ainda a ser traduzido para o inglês e submetido à revista Boletim Goiano de Geografia, teve como objetivos descrever e analisar o histórico de uso e ocupação do sul de Goiás, verificar o período em que houve maior perda e fragmentação de hábitat na microrregião Quirinópolis, no período compreendido entre 1984 e 2014, e identificar quais aspectos socioeconômicos foram determinantes da dinâmica do uso do solo. Para as análises da paisagem foram utilizadas imagens de satélite dos anos selecionados.

Área de lavoura permanente e temporária, extração de lenha e carvão e número de cabeças de gado, para cada ano e município, foram utilizados para entender as mudanças na paisagem.

No segundo capítulo (Respostas de comunidades de aves à fragmentação florestal no Cerrado), ainda a ser traduzido para o inglês e submetido à revista *Landscape Ecology*, para analisar as respostas de comunidades de aves à fragmentação, esclarecendo aspectos ecológicos como riqueza e abundância foram testadas três hipóteses: 1) riqueza e abundância de espécies de aves será maior nos fragmentos de Cerrado onde existe uma conectividade com mata ciliar ou mata de galeria; 2) existe efeito de borda para a comunidade de aves com diferenças entre a composição de aves do interior e da borda dos fragmentos florestais; 3) as características da paisagem influenciarão as diferenças entre as comunidades de aves de modo mais expressivo do que as características das manchas. As aves foram amostradas por meio de pontos de escuta em 20 fragmentos de floresta estacional semidecidual e as métricas da paisagem foram obtidas a partir de um mapa binário (vegetação nativa e não-nativa) dos fragmentos foco e da paisagem do entorno. As espécies foram classificadas quanto às guildas tróficas e quanto à frequência relativa.

## Referências

ANJOS, L. Consequências biológicas da fragmentação no norte do Paraná. *Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (Série Técnica)*, v. 12, n. 32, p. 87-94, 1998.

BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M.; METZGER, J. P. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. *Oikos*, v. 119, p. 918-926, 2010.

BARBARO, L. et al. Edge and area effects on avian assemblages and insectivory in fragmented native forests. *Landscape Ecology*, v. 27, p. 1451-1463, 2012.

BERECZKI, K.; HAJDU, K.; BÁLDIL, A. Effects of forest edge on pest control service provided by birds in fragmented temperate forests. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, v. 61, p. 289-304, 2015.

BORGES, V. M. S.; CASTRO, S. S.; SILVA, A. A. Caracterização edafoclimática da microrregião de Quirinópolis-GO para o cultivo da cana-de-açúcar. In: *VIII SINAGEO*, 2010, Recife. VIII Simpósio Nacional de Geomorfologia, 2010.

BUENO, B. *Abundância e uso de habitats por aves frugívoras de dossel em remanescentes de cerrado, Campo Grande, MS, Brasil*. 2010. 40 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2010.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 34, p. 487-515, 2003.

FERNANDES, P. A.; PESSÔA, V. L. S. O cerrado e suas atividades impactantes: uma leitura sobre o garimpo, a mineração e a agricultura mecanizada. *Observatorium: Revista Eletrônica de Geografia*, v. 3, n. 7, p. 19-37, 2011.

GIMENES, M. R.; ANJOS, L. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, v. 25, n. 2, p. 391-402, 2003.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do cerrado brasileiro. *Megadiversidade*, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 147-155, 2005.

KLINK, C. A.; MOREIRA, A. G. Past and current human occupation and land-use. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R.J. (Org.). *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. New York: Columbia University Press, 2002. p. 69-88.

LAURANCE, W. F.; COCHRANE, M. A. Synergistic effects in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, v. 15, n. 6, p. 1488-1489, 2001.

MACHADO, R. B. et al. *Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro*. Relatório técnico não publicado. Conservação Internacional, Brasília, DF. 2004.

MACHADO, R. B.; AGUIAR, M. S. A ocupação do cerrado e os menosprezados impactos sobre a biodiversidade. *Revista UFG*, Goiânia, n. 9, p. 9-15, 2010.



MALDONADO-COELHO, M.; MARINI, M. Â. Effects of forest fragment size and successional stage on mixed-species bird flocks in southeastern Brazil. *Condor*, v. 102, p. 585-594, 2000.

MARINI, M. Â.; GARCIA, F. I. Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade*, Belo Horizonte, v. 1, p. 95-102, 2005.

MARTINS, S. S. *Efeitos da fragmentação de hábitat sobre a prevalência de parasitoses intestinais em Alouatta belzebul (Primates, Platyrrhini) na Amazônia oriental*. 2002. 104 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Museu Paraense Emílio Goeldi, Universidade Federal do Pará, Belém, 2002.

MOYSÉS, A.; SILVA, E. Ocupação e urbanização dos cerrados: desafios para a sustentabilidade. *Cadernos metrópole*, v. 20, p. 197-220, 2008.

NEEFF, T. et al. Area and age of secondary forests in Brazilian Amazonia 1978-2002: an empirical estimate. *Ecosystems*, v. 9, p. 609-623, 2006.

OLIVEIRA, E. D.; DUARTE, L. M. Gestão da biodiversidade e produção agrícola: o cerrado goiano. *Cadernos de Ciência & Tecnologia*, Brasília, v. 21, p. 105-142, 2004.

PRIMACK, R. R.; RODRIGUES, E. *Biologia da conservação*. Londrina: E. Rodrigues, 2001. 328 p.

RIBEIRO, D. *O povo brasileiro: a formação e o sentido do Brasil*. São Paulo: Companhia das Letras, 1995. 477 p.

RIBEIRO, N. V.; FERREIRA, L. G.; FERREIRA, N. C. 2009. *Expansão da cana-de-açúcar no bioma cerrado: uma análise a partir da modelagem perceptiva de dados cartográficos e orbitais*. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR). 2009, Natal, RN. INPE/SELPER, 2009. p. 4287-4293.

SANTOS, M. A. et al. *O cerrado brasileiro: notas para estudo*. Belo Horizonte: UFMG/Cedeplar, 2010.

SILVA, J. M. C. Birds of the Cerrado Region, South America. *Steenstrupia*, v. 21, p. 69-92, 1995.

SILVA, J. M. C.; BATES, J. M. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. *BioScience*, v. 52, p. 225-233, 2002.

SILVA, J. M. C.; SANTOS, M. P. D. A importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros. In: SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Org.). *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. Brasília-DF: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 219-233.

WILCOVE, D.S.; MCLELLAN, C. H.; DOBSON, A. P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÉ, ME (Ed.). *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Ass., Sunderland, 1986. p. 237-256.

VIELLIARD, J. M. E. et al. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). In: MATTER, S. V.; STRAUBE, F.; ACCORDI, I.; PIACENTINI, V.; CÂNDIDO-JR, J. F. (Org.). *Ornitologia e Conservação: Ciência aplicada, Técnicas de pesquisa e Levantamento*. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. p. 47-62.

## **CAPÍTULO 1**

### **DETERMINANTES DA DINÂMICA DO USO SOLO EM UM *HOTSPOT* DE BIODIVERSIDADE: O CERRADO DO SUL DE GOIÁS, BRASIL**

**DETERMINANTES DA DINÂMICA DO USO SOLO EM UM *HOTSPOT* DE  
BIODIVERSIDADE: O CERRADO DO SUL DE GOIÁS, BRASIL<sup>1</sup>**

USE AND OCCUPATION OF LAND IN A BIODIVERSITY HOTSPOT:  
THE CERRADO IN SOUTHERN GOIÁS, BRAZIL

USO Y OCUPACIÓN DEL SUELO EN UN HOTSPOT BIODIVERSIDAD:  
CERRADO EN EL SUR DE GOIÁS, BRASIL

Reile Ferreira Rossi–Universidade Estadual de Goiás – Quirinópolis – Goiás – Brasil  
reilerossi@yahoo.com.br

Ricardo Bomfim Machado – Universidade de Brasília – Brasília – Distrito Federal – Brasil  
rbmac@unb.br

**Resumo**

O Cerrado é a savana mais diversificada e o segundo maior bioma da América do Sul e do Brasil. Sua biodiversidade está ameaçada por diversos fatores, entre eles destaca-se a expansão da fronteira agrícola, que tem ocasionado a perda e fragmentação de hábitat. Para entender o processo que levou à perda dos hábitats naturais no Cerrado, em particular no sul goiano (microrregião Quirinópolis) foi avaliada a dinâmica do uso do solo para os anos 1984, 1994, 2004 e 2014. Os mapas foram produzidos a partir de imagens LandSat, de onde foram calculadas métricas da paisagem que caracterizaram o estado de fragmentação e cobertura vegetal remanescente. O histórico de ocupação da região foi descrito com base em uma revisão bibliográfica. A caracterização dos vetores de desmatamento e ocupação do solo foram identificados a partir de variáveis socioeconômicas coletadas para cada município da região de estudos. A história de ocupação do Cerrado iniciou com os indígenas há 12.000 anos, depois da colonização, os bandeirantes vieram em busca de minerais preciosos e índios, mas a ocupação efetiva ocorreu a partir da década de 1940, principalmente por meio dos projetos governamentais CAN, PRODECER, POLOCENTRO e construção de Goiânia e Brasília, entretanto sem salvaguardas ambientais. Na microrregião Quirinópolis, as mudanças da paisagem ocorreram mais intensamente há 30 anos. As atividades de agropecuária e extração vegetal foram determinantes da dinâmica do uso do solo. A expansão da fronteira agrícola continua sendo a principal ameaça ao Cerrado.

Palavras-chave: fronteira, agropecuária, microrregião Quirinópolis, ameaças.

---

<sup>1</sup> Este capítulo está formatado de acordo com as normas do Boletim Goiano de Geografia.

## Abstract

The Cerrado is the most diversified savannah and the second largest biome in South America as well as in Brazil. However, its biodiversity is threatened by several factors, such as the expansion of the agricultural frontier, which has been causing the loss and the fragmentation of the habitat. To understand the process that led to the loss of natural habitats in the Cerrado, particularly in southern Goiás (micro-region Quirinópolis), the dynamics of land use was evaluated for the years of 1984, 1994, 2004 and 2014. The maps were produced from Landsat images, from which metrics of the landscape were calculated in order to characterize the fragmented state and remnant vegetation. The history of occupation of the region was described based on a literature review. The characterization of soil deforestation, as well as the occupation of vectors were identified from socioeconomic variables collected for each municipality in the study area. The Cerrado occupation history began with the indians 12,000 years ago, after the colonization, pioneers came looking for precious minerals and indians, but the effective occupation occurred only from the 1940s on, besides the construction of Goiânia and Brasília. However, this occupation process occurred without environmental safeguards. In Quirinópolis micro-region, the land use dynamics. The agricultural frontier expansion continues being the main threat to the Cerrado.

Keywords: frontier, agriculture, micro-region Quirinópolis, threats.

## Resumen

El Cerrado es una llanura muy diversificada, el segundo mayor bioma de América del Sur y de Brasil. Su diversidad está amenazada por diversos factores, entre ellos se destaca la expansión de las fronteras agrícolas, que han ocasionado pérdidas y la fragmentación del hábitat. Para entender el proceso que llevó a esta pérdida del hábitat natural en el Cerrado, en particular del sur goiano (micro-región Quirinópolis) fue evaluada la dinámica del uso del suelo en los años 1984, 1994, 2004 y 2014. Los mapas fueron elaborados a partir de imágenes *LandSat* de donde fueron calculadas métricas de paisajes que caracterizaron el estado de fragmentación y cobertura vegetal restante. Lo histórico de la ocupación de la región fue descrita con base a una revisión bibliográfica y la caracterización de los vectores de deforestación y ocupación del suelo fueron identificados a partir de variables socio-económicas recogidos para cada municipio de la región en estudio. La historia de la ocupación del Cerrado se inició con los indígenas hace 12.000 años, después de la colonización de los bandeirantes vinieron en busca de los minerales preciosos y indios, pero la ocupación efectiva ocurrió a partir de la década de 1940, principalmente por medio de proyectos gubernamentales CAN, PRODECER, POLOCENTRO y la construcción de las ciudades de *Goiânia* y *Brasília*, sin salvaguardar los ambientes naturales. En la micro-región de Quirinópolis los cambios en el paisaje ocurrieron más intensamente hace 30 años. Las actividades de agricultura y extracción de vegetales fueron determinantes en la dinámica del uso del suelo. El crecimiento de las fronteras agrícolas continua siendo la principal amenaza del Cerrado.

Palabras claves: fronteras, agricultura, micro-región Quirinópolis, amenazas.

## Introdução

As savanas são encontradas em todos os continentes, sendo uma das formações vegetais predominante em pelo menos 30 países. Esse tipo de vegetação possui uma longa história de ocupação humana e estima-se que um quinto da população mundial dependa direta ou indiretamente das savanas para subsistência ou produção de alimentos (Goedert, Wagner e Barcellos, 2008). O Cerrado é considerado a savana mais diversificada (Mittermeier, Gil e Mittermeier, 1997), sendo que sua biodiversidade é geralmente explicada pela grande heterogeneidade de ambientes, uma vez que áreas campestres, formações florestais e áreas úmidas podem existir em uma mesma região (Eiten, 1972, 1994).

O Cerrado, segundo maior bioma da América do Sul (Silva e Bates, 2002) e do Brasil, ocupa aproximadamente 21% do território brasileiro (IBGE, 2004), estendendo-se em pequenas porções a leste da Bolívia e Paraguai (Ratter, Ribeiro e Bridgewater, 1997). Paisagens semelhantes são encontradas no norte da América do Sul, na Guiana, Suriname, Colômbia e Venezuela (Ribeiro e Walter, 2008). No Brasil, a sua área contínua incide sobre o Distrito Federal e em nove estados: Bahia, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Piauí e Tocantins e forma uma faixa no leste do Paraná (IBGE, 2004). Existem ainda encaves de Cerrado em outros domínios de vegetação nos estados do Amapá, Amazonas, Pará, Rondônia e em Roraima (Ribeiro e Walter, 2008). O Distrito Federal e o estado de Goiás são aqueles que originalmente possuíam os maiores percentuais de cobertura pelo Cerrado, com 100% e 97% de seus territórios, respectivamente.

Atualmente o Cerrado é considerado como uma das áreas mais ricas e ameaçadas do planeta (Myers et al., 2000), pois juntamente com a Mata Atlântica, o bioma está incluído nos 34 *hotspots* mundiais (regiões que apresentam uma grande diversidade de espécies endêmicas e um alto grau de alteração ambiental). Ocupando a porção central da América do Sul, o Cerrado divide duas grandes florestas tropicais: a Amazônia para o norte e a Mata Atlântica para o sudeste (Werneck et al., 2012). Sua biodiversidade é bastante expressiva, abrigando mais de 12.000 espécies de plantas vasculares (Walter, 2006; Mendonça et al., 2008), cerca de 199 espécies de mamíferos (Aguiar, 2000; Marinho-Filho, Rodrigues e Juarez, 2002), 850 espécies de aves (Silva, 1995; Silva e Santos, 2005), 113 espécies de anfíbios e 180 de répteis (Colli et al., 2007).

A conservação do Cerrado e de sua biodiversidade está ameaçada por diversos fatores, entre eles destaca a expansão da fronteira agrícola (Machado et al., 2004; Silva et al., 2006), que nos últimos 40 anos produziu uma intensa fragmentação de hábitats. Dias (2008) destaca como ameaças a erosão dos solos, contaminação dos solos e água (superficiais e profundas), redução

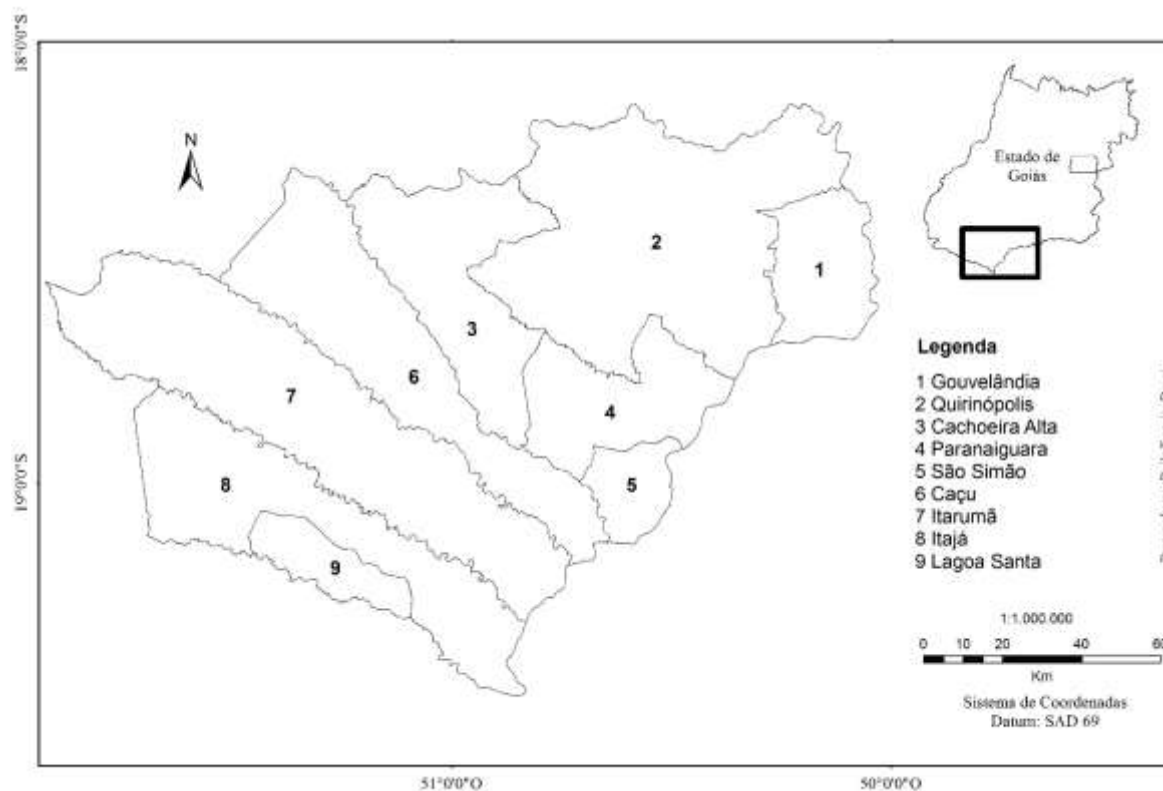
da biodiversidade e aumento de surtos de pragas e doenças. Outra ameaça ao bioma é a introdução de espécies vegetais invasoras (e.g., capim-gordura, *Melinis minutiflora* P. Beauv.), que compete e reduz a diversidade de espécies nativas (Martins et al., 2011; Rossi et al., 2014). Para Alho (2005) o uso do fogo sem controle, assoreamento dos corpos d'água, sobreexploração de espécies (flora e fauna) e implantação de grandes obras de infraestrutura também fazem parte desta extensa lista de ameaças ao Cerrado.

A história de ocupação do bioma Cerrado foi marcada por diferentes fases. A ocupação inicial ocorreu pelos indígenas, entre 12.000 e 9.000 anos antes do presente (Klink e Moreira, 2002; Barbosa e Schmitz, 2008; Feltran-Barbieri, 2010). Após a colonização do Brasil, no século XVII e XVIII, os bandeirantes ocuparam a região para exploração do ouro aluvião, descoberto em Minas Gerais (1698), Mato Grosso (1719) e Goiás em 1725 (Ribeiro, 1995). Após o ciclo do ouro, instalou-se a agricultura itinerante de subsistência e a pecuária, ciclo que durou um longo período. No século XX ocorreu uma nova fase de ocupação do Cerrado, motivada pela construção e inauguração de Goiânia (GO), em 1942 (Oliveira e Duarte, 2004), construção de Brasília (1955-1960) e pelos seguintes programas governamentais: Colônias Agrícolas Nacionais - CAN (Brasil, 1941; Carvalho, 2012; Freitas e Mello, 2014), Programa de Cooperação Nipo-Brasileira para o Desenvolvimento Agrícola dos Cerrados - PRODECER e Programa de Desenvolvimento do Cerrado – POLOCENTRO, que fomentaram a agricultura no Cerrado. Por último, a partir do início do século XXI, o Cerrado tornou-se área prioritária para a expansão dos canaviais, em função do projeto dos biocombustíveis (Matos e Pessôa, 2012).

Para entender o processo que levou à perda dos hábitos naturais no Cerrado é preciso realizar uma análise sobre o processo de ocupação e uso do solo na região ao longo do tempo, do povoamento inicial até a fase mais recente. Neste contexto, o estado de Goiás se destaca por ser originalmente coberto quase na sua totalidade pelas formações do Cerrado e por ter experimentado todas as fases da ocupação do bioma. As políticas governamentais e sua localização foram decisivas para que Goiás tornasse referência quando o assunto é uso e ocupação do Cerrado. Inserido neste contexto, o sul de Goiás, especialmente a microrregião Quirinópolis, teve papel importante nas mudanças territoriais no bioma. Nesse sentido, este estudo teve como objetivo descrever e analisar o histórico de uso e ocupação do Cerrado com destaque para o sul de Goiás, estimar a taxa de desmatamento para a microrregião Quirinópolis, no período compreendido entre 1984 e 2014 e verificar quais aspectos socioeconômicos foram determinantes da dinâmica do uso do solo.

## Material e métodos

A área de estudo está localizada na região Centro–Oeste do Brasil, estado de Goiás, mesorregião Sul Goiano e microrregião Quirinópolis. É composta por nove municípios: Cachoeira Alta, Caçu, Gouvelândia, Itajá, Itarumã, Lagoa Santa, Paranaiguara, Quirinópolis e São Simão (Figura 1), com área total de 1.606.800 ha e população de 119.995 habitantes (IBGE, 2015a). Segundo a classificação climática de Köppen (1948) o clima da área de estudo é Tropical Quente Subúmido, tipo Aw, com duas estações bem definidas, chuva no verão (outubro a março) e seca no inverno (junho a setembro). As precipitações apresentam médias que variam de 1.500 a 1.750 mm, com temperatura média anual de 23,8°C (Borges, 2011).



O histórico de ocupação do Cerrado e da microrregião foi construído por meio de revisão bibliográfica. Foram realizadas pesquisas bibliográficas em livros, teses, dissertações e artigos originais e de revisão relacionados ao tema disponível na base de dados *Web of Science* entre 1980 e 2016. Para a busca dos artigos utilizaram-se as seguintes palavras-chave: “cerrado”,



“agriculture”, “agricultura” e “agronegócio”. Após as pesquisas, foi realizada seleção dos artigos de interesse conforme o tema e a disponibilidade dos mesmos.

A fim de se obter dados da ocupação do uso do solo da microrregião Quirinópolis, foram coletados dados espaciais processados por meio de técnicas de sensoriamento remoto e posteriormente analisados em ambiente de SIG. Inicialmente foram selecionadas imagens do satélite Landsat 5 e 8, órbita ponto 222/073, referentes ao período seco, mês de junho e julho dos anos 1984, 1994, 2004 e 2014. Para o período mais recente (2014) foi utilizado o satélite Landsat 8, sensor OLI (*Operational Land Imager*) e para os demais períodos foram utilizadas imagens do satélite Landsat 5, sensor TM (*Thematic Mapper*). As imagens possuem resolução espacial de 30 m. Para diferenciar as áreas antrópicas das áreas de vegetação nativa, foi realizada uma classificação não supervisionada que gerou um total de 40 classes. Posteriormente foi feito um agrupamento e supervisão/correção do intérprete, sendo que a validação foi feita com inspeção visual em imagens de alta resolução disponíveis no programa Google Earth. As imagens classificadas foram convertidas para o formato *shapefile* no programa ArcGIS v.10.3.1 (ESRI, 2015) e nele foi computada a área total de cada classe, sendo elas cerrado, não-cerrado e água. Os valores referentes à perda da vegetação nativa e os mapas finais foram obtidos utilizando o *software* R v.3.1.3 (R Core Team, 2015) com os pacotes “raster” (Hijmans, 2015), “sp” (Pebesma e Bivand, 2005; Bivand, Pebesma e Gomez-Rubio, 2013) e “rgdal” (Bivand, Keitt e Rowlingson, 2014).

Para verificar quais aspectos socioeconômicos estavam relacionados com as mudanças que ocorreram na paisagem, primeiramente foram calculadas algumas métricas da paisagem, como o número de fragmentos (NP), área média dos fragmentos (AREA\_MN), média da área core (CORE\_MN) e média do índice de forma (SHAPE\_MN). Tais métricas foram calculadas para cada município nos anos selecionados. Para a obtenção das métricas da paisagem, a área de cada município foi recortada do arquivo matricial (*raster*) utilizando a ferramenta “Extrair por Máscara” do Spatial Analyst no *software* ArcGIS v.10.3.1 (ESRI, 2015) a partir de uma máscara (arquivo *shapefile*) para cada município. Os mapas matriciais dos anos selecionados (1984, 1994, 2004 e 2014) foram utilizados para obter as métricas da paisagem, calculadas com o programa FRAGSTATS v.4.2. (McGarigal, Cushman e Ene, 2012). Posteriormente foi realizado um levantamento de dados socioeconômicos (número de cabeças de gado, área ocupada por lavouras permanentes em hectares, área ocupada por lavouras temporárias em hectares e extração vegetal do tipo lenha em m<sup>3</sup> e extração vegetal do tipo carvão em toneladas) no Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA) do

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, para cada município e ano selecionado.

## **Resultados**

O levantamento bibliográfico resultou na seleção de 106 artigos, seis livros, três teses e duas dissertações a partir da palavra Cerrado; 17 artigos foram selecionados utilizando a palavra agriculture, todos realizados no Brasil; 23 artigos foram obtidos utilizando o termo agricultura, todos realizados na região do Cerrado e 12 trabalhos foram selecionados por meio da palavra agronegócio, também realizados no país.

A análise das informações contidas nos trabalhos levantados sobre o histórico de ocupação do sul de Goiás revelou que uma maior apropriação desse território ocorreu durante o século XIX, com a vinda de famílias paulistas e mineiras, em busca de terras para a atividade de pecuária e agricultura de subsistência. Primeiro instalou-se a pecuária e foi somente na segunda metade do século XX que a agricultura se desenvolveu na região, principalmente as culturas de soja, milho e arroz, motivada pelos solos férteis, técnicas agrícolas modernas e incentivos governamentais. Nos primeiros anos do século XXI, novas mudanças no uso do solo ocorreram na região, com a substituição de muitas áreas, tradicionalmente ocupadas por lavouras de soja e pastagem, pela cultura da cana-de-açúcar.

O processo de ocupação do uso do solo da microrregião Quirinópolis provocou profundas alterações na paisagem. Considerando os últimos 30 anos e tomando como referência a área total dos municípios, as mudanças na paisagem do Cerrado sul goiano ocorreram mais intensamente há cerca de 30 anos, na década de 1980. A evolução da perda de vegetação nativa (Figura 2) mostra uma paisagem fragmentada em 1984, nesse ano, apenas 41% da microrregião era coberta por vegetação nativa. A comparação das paisagens de 1984 a 2014 revelou que nesse período houve uma perda de 4.034 km<sup>2</sup> de Cerrado, sendo a maior perda ocorrida entre 1984 e 1994. Nesse período a redução total foi de 2.501 km<sup>2</sup>, que corresponde a 61,9% do total desmatado entre os anos considerados. Atualmente, apenas 15,7% da microrregião é coberta por vegetação nativa.

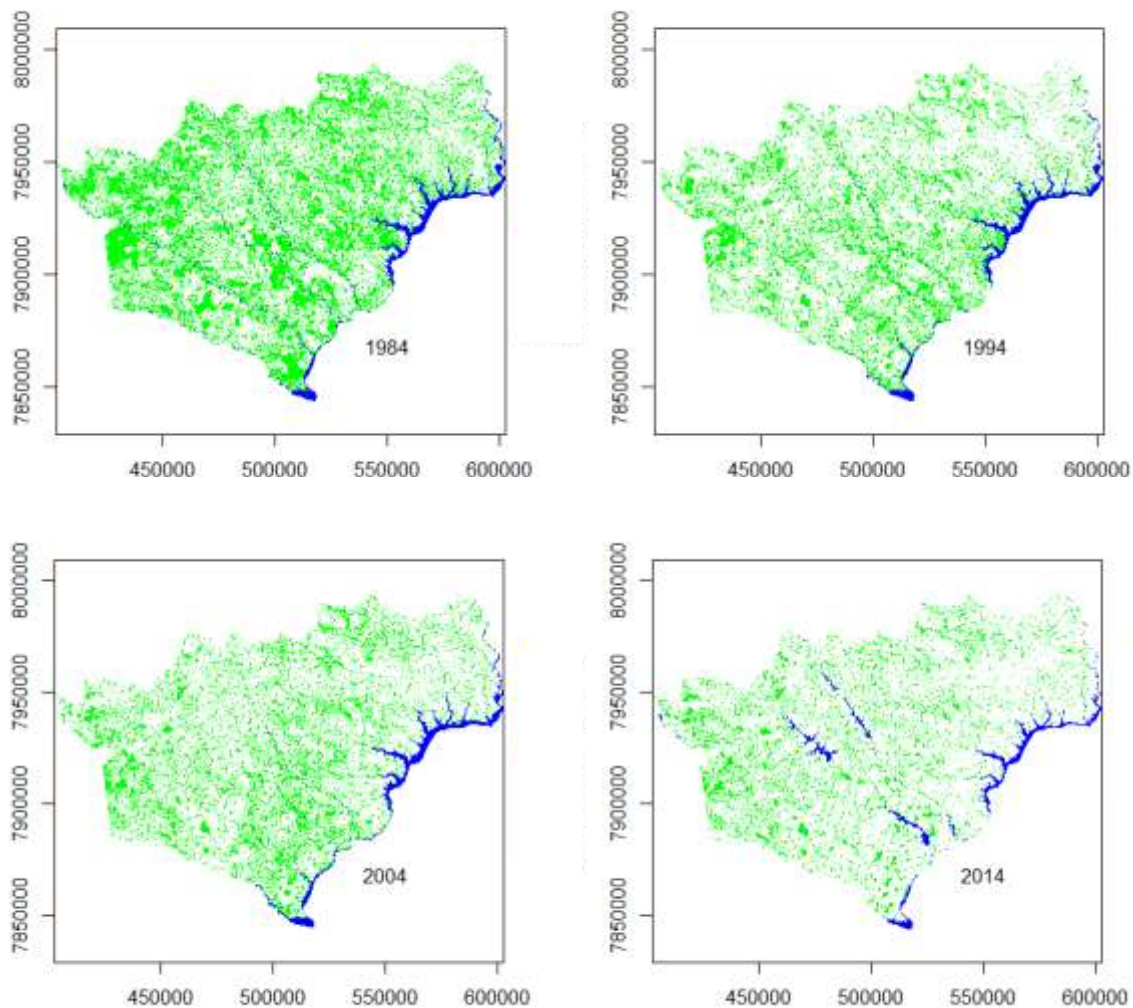


Figura 2 - Evolução da perda e fragmentação da vegetação nativa na microrregião Quirinópolis, estado de Goiás/Brasil, no período de 1984-2014 (anos selecionados).

A análise da paisagem de cada município (Figura 3), revelou a existência de dois padrões: primeiro, no período de 1984-1994 houve o maior impacto na fragmentação com aumento do número de fragmentos em seis municípios (Cachoeira Alta, Caçu, Itarumã, Lagoa Santa, Paranaiguara e São Simão); segundo, redução do número de fragmentos para todos os municípios entre 1994 e 2014 (Cachoeira Alta, 45%; Caçu, 62%; Gouvelândia, 67%; Itajá, 40%; Itarumã, 52%; Lagoa Santa, 45%; Paranaiguara, 71%; Quirinópolis, 46%; São Simão, 81%). Em relação ao tamanho médio dos fragmentos (AREA\_MN), apenas em Itajá, Itarumã e Quirinópolis não houve redução da área, entre 1984 e 1994. Entre aqueles que tiveram redução, os municípios de Paranaiguara e São Simão se destacaram, com redução de 20 e 18% respectivamente. O tamanho médio da área core (CORE\_MN) acompanhou a tendência de aumento ou redução da variável tamanho dos fragmentos, exceto em São Simão para o ano de 1994, quando foi registrado uma

queda de 25% em relação à década anterior. Os valores médios do índice de forma (SHAPE\_MN) não se alteraram entre 1984 e 2004, sendo que maiores valores desta métrica foram encontrados em 2014 para todos os municípios (Cachoeira Alta, 1,56; Caçu, 1,55; Gouvelândia, 1,48; Itajá, 1,45; Itarumã, 1,50; Lagoa Santa, 1,47; Paranaiguara, 1,51; Quirinópolis, 1,53; São Simão, 1,56).

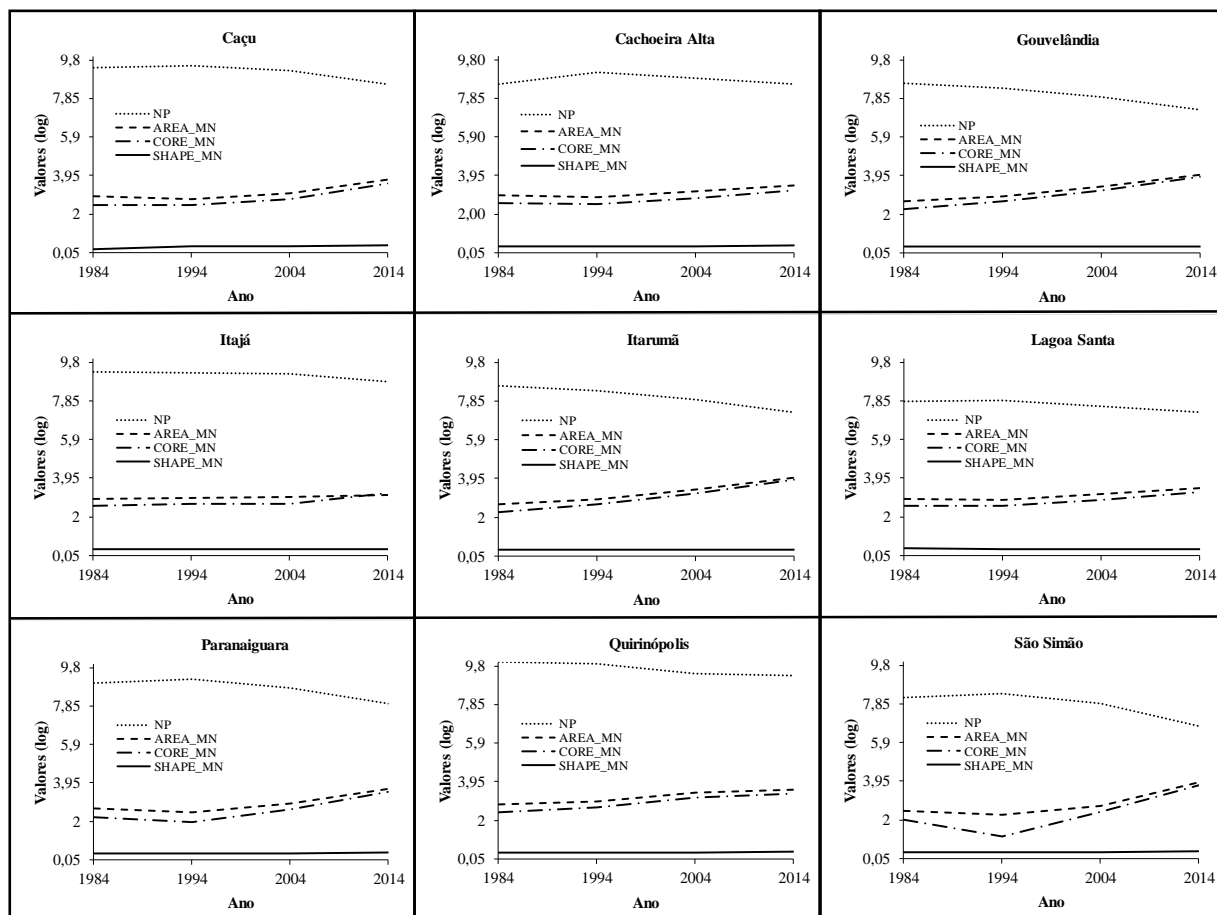


Figura 3 - Evolução das métricas da paisagem no período de 1984 a 2014 nos municípios do sul de Goiás: Cachoeira Alta, Caçu, Gouvelândia, Itajá, Itarumã, Lagoa Santa, Paranaiguara, Quirinópolis e São Simão. NP = número de fragmentos, AREA\_MN = média da área dos fragmentos; CORE\_MN = média da área core, SHAPE\_MN = média do índice de forma.

A comparação dos dados socioeconômicos (Tabela 1) com as métricas da paisagem dos municípios, mostrou que pecuária e a extração vegetal foram determinantes da dinâmica do uso do solo no sul de Goiás (Figura 4). As atividades de pecuária atingiram o auge na década de 1980, período em que houve maior fragmentação e perda de hábitat. Dados de 1984, mostraram

que os municípios, em conjunto, tiveram o maior rebanho bovino, com 1.633.960 cabeças de gado, equivalente a 8% do rebanho do estado de Goiás. Tal fato deve ter contribuído com as mudanças na paisagem, com a remoção da vegetação nativa para implantação de pastagens. Quirinópolis, Itarumã e Itajá se destacaram com os maiores rebanhos no período deste estudo. Entretanto, houve redução de 25,6% do rebanho no período do estudo, exceto para Itarumã, entre 1984 e 2004 e Cachoeira Alta, entre 1994 e 2014.

Tabela 1 - Dados socioeconômicos referente aos municípios da microrregião Quirinópolis, estado de Goiás/Brasil para os anos selecionados (1984, 1994, 2004 e 2014). As colunas correspondem à área de lavoura temporária (LT, representada em ha), área de lavoura permanente (LP, representada em ha); extração vegetal-lenha (EXVL, representada em m<sup>3</sup>), extração vegetal-carvão (EXVC, representada em toneladas) e número de cabeças de gado (CG). Os municípios (linhas) são Cachoeira Alta (M1) Caçu (M2), Gouvelândia (M3), Itajá (M4), Itarumã (M5), Lagoa Santa (M6), Paranaiguara (M7), Quirinópolis (M8) e São Simão (M9).

M/E	1984 <sup>1</sup>					1994				
	LT	LP	EXVL	EXVC	CG	LT	LP	EXVL	EXVC	CG
M1	8.566	1	2.7272	240	156.400	2.570	4	6.000	140	143.000
M2	4.010	8	15.294	3.077	229.400	3.810	2	6.500	3.843	161.000
M3	2.498	-	11.111	65	-	7.070	-	1.000	14	64.000
M4	30.020	61,5	17.692	5.392	239.000	3.002	16	2.300	2.696	199.500
M5	4.258	17	11.200	1.100	277.650	3.960	17	5.600	2.200	291.000
M6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
M7	6.612	-	-	-	127.750	4.893	-	-	-	82.000
M8	25.305	560	16.666	384	553.320	39.223	112	2.000	90	380.000
M9	2.081	-	-	-	50.440	1.790	-	-	-	33.000

<sup>1</sup> – Os valores foram estimados para o ano de 1984, exceto para cabeças de gado, considerando a porcentagem de aumento ou redução entre os anos 1994 e 2004. Os campos com traço pode representar ausência de informação ou valor zero.

Tabela 1. Continuação.

M/E	2004					2014				
	LT	LP	EXVL	EXVC	CG	LT	LP	EXVL	EXVC	CG
M1	750	116	1.300	80	148.000	5.986	200	346	-	149.000
M2	3.617	-	2.760	4.800	199.475	23.729	-	-	16	172.000
M3	20.060	70	90	3	68.000	33.648	-	-	-	39.000
M4	300	-	300	-	177.587	80	-	-	-	175.000
M5	3.718	17	2.800	4.400	295.105	16.468	15	1.200	571	267.000
M6	160	-	1.400	420	51.046	15	-	-	-	44.000
M7	3.625	-	-	-	120.000	14.188	-	2.400	-	73.000
M8	60.584	23	230	21	348.000	112.170	-	-	-	266.500
M9	1.530	-	-	-	42.000	6.227	24	-	-	29.700

Fonte: IBGE (2015b)

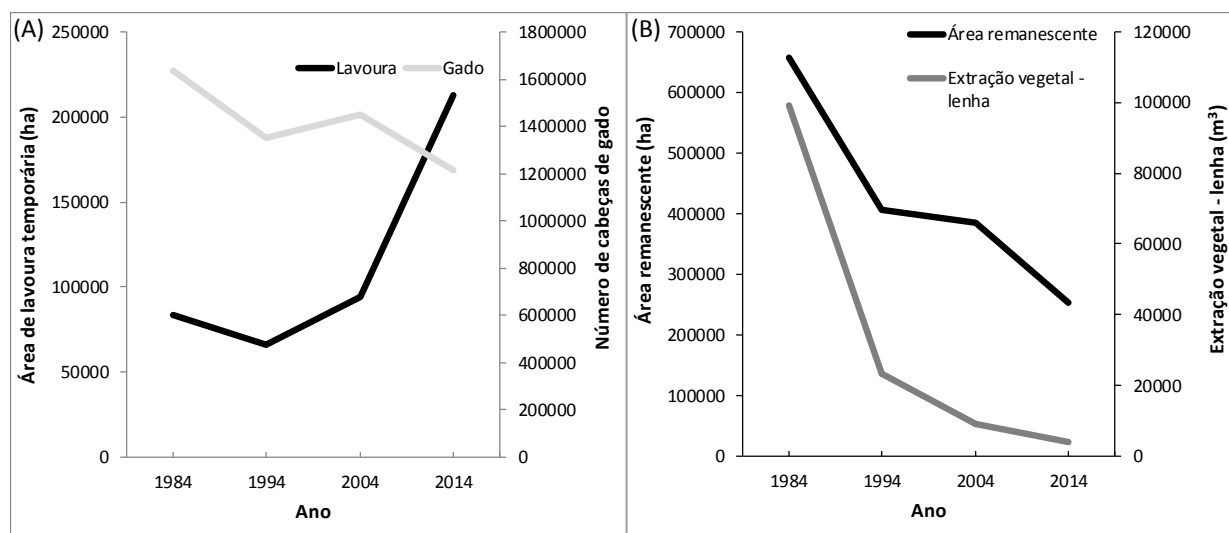


Figura 4 – Relação entre aumento da área de lavoura temporária e redução do rebanho bovino (A), e entre área remanescente de vegetação nativa e redução da extração vegetal – lenha (B), na microrregião Quirinópolis entre 1984 e 2014.

A extração vegetal do tipo lenha foi maior no período entre 1984 e 1994, exceto para Lagoa Santa, Paranaiguara e São Simão, sendo que houve uma forte redução (83%) nas décadas seguintes. Extração vegetal do tipo carvão, considerando toda região, também foi maior em 1984, mas em Caçu, Itarumã e Lagoa Santa houve aumento entre 1984 e 2004.

Resultados opostos à pecuária foram observados para os dados de agricultura. Houve aumento das áreas de lavouras temporárias (688%), exceto para Itajá e Lagoa Santa, e das

lavouras permanentes nos últimos 20 anos (1994-2014), com forte tendência de aumento da área plantada (220%) e redução do rebanho (25%).

## **Discussão**

No Cerrado goiano, a ocupação pós-colonização europeia ocorreu por duas frentes colonizadoras, uma pelo sul, por mineiros e paulistas, que atravessaram o rio Paranaíba e outra pelo norte, formada pelos migrantes oriundos da Bahia, Pará e Maranhão. Tal afluxo provocou o surgimento de povoações em meados do século XIX, como Abadia do Paranaíba (Quirinópolis) e São Sebastião da Pimenta (Itarumã), no sul de Goiás (Ferreira e Mendes, 2009). A ocupação do sul de Goiás por famílias de Minas Gerais e São Paulo ocorreu em 1830 por conta do esgotamento das terras disponíveis no Triângulo Mineiro (Estevam, 1997).

As formações florestais, consideradas as terras mais férteis, e as formações abertas típicas do Cerrado foram derrubadas para, inicialmente, o suprimento de lenha e carvão. Especialmente em 1984 a supressão vegetal ocorreu para dar lugar à pecuária extensiva. Cabe ressaltar que dados de extração vegetal podem estar subestimados, uma vez que uma grande parte da extração vegetal não deve ter sido declarada, por ser clandestina e criminosa. Agropecuária e produção de carvão seguem como os principais vetores do desmatamento no Cerrado (WWF-Brasil, 2012). O período de maior perda da vegetação coincidiu com uma maior valorização da extração vegetal e rebanho bovino. As áreas ‘abertas’ deram lugar, primeiro à pecuária e depois à agricultura. Bianchi e Haig (2013) também encontraram relação entre aumento do rebanho bovino e redução da vegetação nativa no Cerrado. Após analisar 73 microrregiões do Cerrado Cunha et al., (2008) verificaram que a microrregião Quirinópolis (sul de Goiás) era líder na exploração da pecuária em 1995-1996. Santos e Gomide (2015) estudando a ocupação ao redor de terras indígenas em Rondônia, também verificaram que pecuária foi a atividade predominante.

No entanto, é necessário ressaltar, que a maior parte da vegetação nativa desta porção do Cerrado já havia sido perdida antes de 1984. Estima-se que entre 1920 e 1940, 34% das áreas cobertas por matas do estado de Goiás já haviam sido destruídas (Silva, 1982 *apud* Santos, 2010). De fato, o resultado deste estudo indica que a maior parte da cobertura vegetal (59%) já havia sido suprimida até 1984. Como mencionado anteriormente, o período que foi mais impactante para o Cerrado foi quando ocorreu, nos anos 70, a implantação dos grandes projetos de incentivo à ocupação do bioma, como o PRODECER I e II.

Aspectos socioeconômicos estão diretamente relacionados com a fragmentação da paisagem em várias regiões do planeta (Lo e Yang, 2002). Neste estudo, a extração de lenha e carvão, observada no período de 1984 a 1994, pode ser reconhecida como agente causador do aumento do número de fragmentos, i.e., do aumento da divisão dos blocos de vegetação nativa em porções menores e isoladas. Em Quirinópolis e Itajá, onde foi observado o oposto da fragmentação, com redução do número de fragmentos, provavelmente esse processo já havia ocorrido antes de 1984, uma vez que estes municípios foram aqueles mais precocemente ocupados.

A tendência de homogeneização da paisagem, observada a partir de 1994, com redução do número, elevação do tamanho médio e da área core dos fragmentos, não indica regeneração. Este padrão encontrado na região do sul goiano parece estar associado com a supressão dos pequenos fragmentos, supostamente para dar lugar às atividades agropecuárias. Outros trabalhos indicaram resultados diferentes, com aumento do número e redução do tamanho médio dos fragmentos (Long et al., 2007; Bianchi e Haig, 2013), provavelmente relacionado a uma história de ocupação diferente do sul de Goiás. A pequena variação dos valores médios do índice de forma, encontrado neste estudo para o período mais recente (2014), reforça a ideia de que o histórico de ocupação conduziu para uma paisagem fragmentada. Paisagens antropizadas, geralmente associadas às áreas agrícolas possuem baixo índice de forma (razão entre a área e o perímetro), uma vez que os formatos dos remanescentes tendem a ser semelhantes a quadrados (Moser et al., 2002).

Dados obtidos neste estudo revelaram que a agricultura se desenvolveu mais tarde na história do uso do solo na região, devido aos incentivos governamentais, das características edafoclimáticas, do desenvolvimento de técnicas modernas e de cultivares adaptadas ao Cerrado. A soja em Goiás, por exemplo, começou a ser produzida a partir de 1969 e adaptou-se bem aos solos do Cerrado das regiões sudoeste e sul goiano. Estas foram as primeiras áreas onde a soja foi cultivada no estado, sendo até hoje o polo produtivo mais importante (Ferreira e Mendes, 2009). Por último, já no início do século XXI, o sul de Goiás tornou-se área prioritária para a expansão dos canaviais, principalmente em função do custo baixo de produção, topografia e recursos hídricos (Carrijo e Miziara, 2009). No que se refere a exploração agrícola em escala de paisagem, topografia e potencial agroclimático são os principais determinantes no uso da terra (Veldkamp e Lambin, 2001).

Tendência oposta das mudanças do uso do solo foi encontrada por Mottet et al., (2006) que observaram a conversão da maior parte das áreas de cultivo e de sistemas mistos (lavoura-pecuária) para sistemas de pecuária especializados. O sistema lavoura-pecuária e lavoura-



pecuária-floresta tem sido apontado por empresas do setor como uma importante opção para garantir maior produção de alimentos, extração vegetal, melhoria das condições biofísicas do solo e manutenção da vegetação nativa (Martha Júnior e Vilela, 2009; Souza et al., 2010; Balbino et al., 2012; Vilela, Martha Júnior e Marchão, 2012; Salton et al., 2014). Contudo, uma das grandes omissões deste tipo de visão é a falta das salvaguardas ambientais, necessárias para assegurar a manutenção da biodiversidade local e a própria sustentabilidade ambiental do agronegócio.

O crescimento das lavouras temporárias e redução do rebanho pode ser explicado pelo aumento da área plantada com grãos a partir de 1990. Essa mudança ocorreu principalmente devido à expansão da soja em áreas ocupadas por pastagens (Müeller, 2003; Brandão, Rezende e Marques, 2006).

O processo de ocupação ocorreu de forma intensa e desordenada. Durante este processo, não foram levadas em conta as fragilidades do Cerrado e salvaguardas ambientais, conforme mencionado anteriormente. Se no cenário geral do Cerrado faltou adoção de medidas ambientais que assegurassem a manutenção da biodiversidade (Machado e Aguiar, 2010), no Cerrado sul goiano não foi diferente. O único dispositivo ambiental legal existente para regulamentar essa ocupação é o Código Florestal, que por falta de fiscalização e inobservância de alguns proprietários rurais, em raros momentos foi colocado em prática. Ao longo de toda ocupação não houve projetos de conservação significativos. Somente em meados de 2015 é que o Poder Público do município de Quirinópolis criou uma Unidade de Conservação de Proteção Integral (Lei n. 3.171/15), na categoria Refúgio de Vida Silvestre, com área de 489 ha.

A principal ameaça à biodiversidade no Cerrado continua sendo a expansão da agricultura e da pecuária. Os programas governamentais fomentaram a expansão das monoculturas, provocando rápida e ampla ocupação do bioma em pouco mais de 30 anos (Silva e Anjos, 2010). O modelo de ocupação não levou em conta as fragilidades e características do Cerrado, provocando rápida modificação dos habitats naturais (Alho, 1993). As áreas de Cerrado que foram efetivamente ocupadas e exploradas possuem uma paisagem fragmentada com remanescentes localizados, geralmente, em áreas não mecanizáveis.

Outras regiões do Cerrado, como o norte do bioma onde uma ocupação efetiva ainda não ocorreu, devem experimentar o mesmo processo de ocupação do sul de Goiás, com abertura de área, por meio da exploração de madeira, implantação de pastagem e posteriormente agricultura. Nas regiões onde há uma forte fronteira agrícola, provavelmente a fase de agricultura antecipará à de pecuária.

## Considerações finais

A partir da análise das características da paisagem e dos dados socioeconômicos no período entre 1984 e 2014, podemos concluir que, durante os 10 primeiros anos (1984-1994) ocorreram as mudanças mais significativas no uso do solo, com aumento da fragmentação do hábitat. Nesse período, pecuária e exploração vegetal direcionaram a dinâmica das modificações, com abertura de área, que mais tarde foram ocupadas pela agricultura. As práticas agrícolas são evidentes já nos primeiros anos do estudo, mas se consolidam nos últimos 20 anos, ocupando principalmente áreas de pastagens. O histórico de ocupação indica uma forte tendência de redução do rebanho bovino, aumento da área de lavouras temporárias, redução do número de fragmentos com eliminação dos fragmentos pequenos e manutenção dos grandes remanescentes, alterando a conectividade da paisagem.

A expansão da fronteira agrícola sobre as áreas naturais continua sendo a principal ameaça ao Cerrado. Nas regiões onde a ocupação foi pioneira, como no centro-sul do bioma, a paisagem forma um mosaico com remanescentes de Cerrado, pastagens com gramíneas exóticas e áreas agrícolas. As áreas mais conservadas, norte do bioma, devem passar pelas mesmas fases de ocupação registradas neste estudo. Nesse sentido, recomenda-se o estabelecimento de zoneamento agroecológico, uso de pastagens degradadas para expansão das atividades agrícolas, implantação/expansão do sistema lavoura-pecuária-floresta, aplicação efetiva da legislação ambiental e sobretudo a criação de novas unidades de conservação no Cerrado.

## Referências

AGUIAR, L. M. S. Comunidades de morcegos do Cerrado no Brasil Central. 2000. 162 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2000.

ALHO, C. J. R. Distribuição da fauna num gradiente de recursos em mosaico. In: PINTO, M. N. (Org.). *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*. Brasília: Editora da Universidade de Brasília, 1993. p. 213-264.

\_\_\_\_\_. Desafios para a conservação do Cerrado, em face das atuais tendências de uso e ocupação. In: SCARIOT, A.; SOUSA SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Org.). *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 367-381.

BALBINO, L. C. et al. Agricultura sustentável por meio da integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF). *Informações Agronômicas*, n. 138, p. 1-18, 2012.

BARBOSA, A. S.; SCHMITZ, P. I. Ocupação indígena do Cerrado: esboço de uma história. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Ed.). *Cerrado: ecologia e flora*. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. 47-68.

BIANCHI, C. A. C.; HAIG, S. M. Deforestation trends of tropical dry forests in Central Brazil. *Biotropica*, v. 45, n. 3, p. 395-400, 2013.

BIVAND, R.; KEITT, T.; ROWLINGSON, B. *rgdal: Bindings for the Geospatial Data Abstraction Library*. R package version 0.9-1. 2014.

BIVAND, R. S.; PEBESMA, E.; GOMEZ-RUBIO, V. *Applied spatial data analysis with R*. Second edition. Springer, NY. 2013.

BORGES, V. M. S. *Formação de uma nova centralidade do setor sucroenergético no cerrado: o caso de Quirinópolis, Estado de Goiás*. 2011. 237 f. Tese (Doutorado em Ciências Humanas) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2011.

BRANDÃO, A. S. P.; REZENDE, G. C.; MARQUES, R. W. C. Crescimento agrícola no período 1999/2004: a explosão da soja e da pecuária bovina e seu impacto sobre o meio ambiente. *Economia Aplicada*, São Paulo, v.10, n. 2, p. 249-266, 2006.

BRASIL. Decreto-Lei 3.059. Diário Oficial. 14 fevereiro de 1941. *Dispõe sobre a criação de Colônias Agrícolas Nacionais*. Câmara dos deputados. Disponível em: <<http://www2.camara.leg.br/legin/fed/declei/1940-1949/decreto-lei-3059-14-fevereiro-1941-413001-publicacao-original-1-pe.html>>. Acesso em: 25 de jun. 2015.

CARRIJO, E. L. O.; MIZIARA, F. A expansão do setor sucroalcooleiro como uma nova etapa da fronteira agrícola em Goiás: estudo de caso no município de Mineiros. *Revista de Economia da UEG*, Anápolis, V. 5, n. 2, p. 92-121, 2009.

CARVALHO, D. Colônia Agrícola Nacional de Goiás (CANG) e a formação de Ceres-Go-Brasil. *Élisée: Revista de Geografia da UEG, Goiânia*, v.1, n.1, p.117-139, 2012.

COLLI, G. R. et al. In: MMA - Ministério do Meio Ambiente. *Biodiversidade do Cerrado e Pantanal: áreas e ações prioritárias para conservação*. Brasília, DF: MMA, 2007. p. 257-276.

CUNHA, N. R. S. et al. A Intensidade da Exploração Agropecuária como Indicador da Degradação Ambiental na Região dos Cerrados, Brasil. *Revista de Economia e Sociedade Rural*, Piracicaba-SP, vol. 46, n. 2, p. 291-323, 2008.

DIAS, B. F. S. Conservação da biodiversidade no bioma cerrado: histórico dos impactos antrópicos no bioma cerrado. In: FALEIRO, F. G.; GAMA, L. C.; FARIAS NETO, A. L. (Ed.). *Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais*. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2008. p. 303-333.

EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review*, v. 38, n. 2, p. 201-341, 1972.

\_\_\_\_\_. Vegetação. In: PINTO, M. N. (Org.). *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectiva*. 2. ed. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 1994. p. 17-74.

ESRI. ArcGIS 10.3.1 – Geographical information system. Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, California, 2015.

ESTEVAM, L. O Tempo da transformação: estrutura e dinâmica na formação econômica de Goiás. Tese (Doutorado em Economia) – Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1997.

FELTRAN-BARBIERI, R. Outro lado da fronteira agrícola: breve história sobre a origem e declínio da agricultura autóctone no cerrado. *Ambiente & Sociedade*, Campinas, v. 8, n. 2, p. 331-345, 2010.

FERREIRA, I. M.; MENDES, E. P. P. A organização do espaço agrário em Goiás: povoamento e colonização (do século XVIII ao XX). In: *XIX Encontro Nacional de Geografia Agrária*, 2009, São Paulo. Anais do XIX-ENG, p. 1-27, 2009.

FREITAS, W. A.; MELLO, M. A colônia agrícola nacional de Goiás e a redefinição nos usos do território. *Sociedade & Natureza*, Uberlândia, v. 26, n. 3, p. 471-482, 2014.

GOEDERT, W. J.; WAGNER, E.; BARCELLOS, A. O. Savanas tropicais: dimensão, histórico e perspectivas. In: FALEIRO, F. G.; GAMA, L. C.; FARIAS NETO, A. L. (Org.). *Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais*. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2008. p. 49-77.

HIJMANS R. J. *raster*: Geographic data analysis and modeling. R package version 2.3-24. 2015.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Mapa de biomas do Brasil*. 2004. Disponível em: <<http://mapas.ibge.gov.br/interativos/arquivos/downloads>>. Acesso em: 20 jul. 2015.

\_\_\_\_\_. *Estimativas de população para 1º de julho de 2014*. 2015a. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2014/estimativa\\_dou.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2014/estimativa_dou.shtm)>. Acesso em: 17 jul. 2015.

\_\_\_\_\_. *Produção agrícola, pecuária e produção da extração vegetal e da silvicultura municipal*. 2015b. Disponível em: <[http://www.sidra.ibge.gov.br/.](http://www.sidra.ibge.gov.br/)>. Acesso em: 17 jul. 2015.

KLINK, C. A.; MOREIRA, A. G. Past and current human occupation and land-use. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R.J. (Org.). *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. New York: Columbia University Press, 2002. p. 69-88.

KÖPPEN, W. *Climatologia: con um estúdio de los climas de la Tierra*. México: Fondo de Cultura EcoEnomica, 1948. 478 p.

LO, C. P.; YANG, X. Drivers of Land-Use/Land-Cover Changes and Dynamic Modeling for the Atlanta, Georgia Metropolitan Area. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, v. 68, n. 10, p. 1073-1082, 2002.

LONG, H. et al. Socio-economic driving forces of land-use change in Kunshan, the Yangtze River Delta economic area of China. *Journal of Environmental Management*, v. 83, p. 351-364, 2007.

MACHADO, R. B.; AGUIAR, L. M. S. A ocupação do cerrado e os menosprezados impactos sobre a biodiversidade. *Revista UFG*, Goiânia, p. 9-14, 2010.

MACHADO, R. B. et al. *Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro*. Relatório técnico não publicado. Conservação Internacional, Brasília, DF. 2004.

MARINHO-FILHO, J.; RODRIGUES, F. H. G.; JUAREZ, K. M. The Cerrado mammals: diversity, ecology, and natural history. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Ed.). *The Cerrados of Brazil: Ecology and natural history of a neotropical savanna*. New York: Columbia University Press, 2002. p. 266-284.

MARTHA JÚNIOR, G. B.; VILELA, L. *Efeito poupa-terra de sistemas de integração lavoura--pecuária*. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2009. 4 p.

MARTINS, C. R. et al. Impacto da invasão e do manejo do capim-gordura (*Melinis minutiflora*) sobre a riqueza e biomassa da flora nativa do Cerrado sentido restrito. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 34, n. 1, p. 73-90, 2011.

MATOS, P. F.; PESSÔA, V. L. S. O agronegócio no cerrado do sudoeste goiano: uma leitura sobre Campo Alegre de Goiás, Catalão e Ipameri. *Sociedade & Natureza*, Uberlândia, n. 1, p. 37-50, 2012.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. *FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps*. 2012. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Disponível em:

<<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>>. Acesso em: 15 de mar. 2015.

MENDONÇA, R. C. et al. Flora vascular do bioma Cerrado: checklist com 12.356 espécies. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Ed.). *Cerrado: ecologia e flora*. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. 423-1279.

MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; MITTERMEIER, C. G. *Megadiversidad - los países biológicamente más ricos del mundo*. CEMEX. Mexico, MX, 1997.

MOSER, D. et al. Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes. *Landscape Ecology*, v. 17, p. 657-669, 2002.

MOTTET, A. et al. Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes: A case study in the Pyrenees. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 114, p. 296-310, 2006.

MÜELLER, C. C. *Expansion and modernization of agriculture in the cerrado – the case of soybeans in Brazil’s Center-West*. Brasília: Departamento de Economia, Universidade de Brasília, 2003. 25 p.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, p. 853-858, 2000.

OLIVEIRA, E. D.; DUARTE, L. M. Gestão da biodiversidade e produção agrícola: o cerrado goiano. *Cadernos de Ciência & Tecnologia*, Brasília, v. 21, p. 105-142, 2004.

PEBESMA, E.J.; BIVAND, R. S. *Classes and methods for spatial data in R*. R News 5 (2), <http://cran.r-project.org/doc/Rnews/>.2005.

QUIRINÓPOLIS. Lei n. 3.173. 12 de agosto de 2015. *Cria Unidade de Conservação e contém outras providências*.

R CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>. 2015.

RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian Cerrado Vegetation and Threats to its Biodiversity. *Annals of Botany*, n. 80, p. 223-230, 1997.

RIBEIRO, D. *O povo brasileiro: a formação e o sentido do Brasil*. São Paulo: Companhia das Letras, 1995. 477 p.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Ed.). *Cerrado: ecologia e flora*. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. 151-212.

ROSSI, R. D. et al. Impact of invasion by molasses grass (*Melinis minutiflora* P. Beauv.) on native species and on fires in areas of campo-cerrado in Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 28, n. 4, p. 631-637, 2014.

SALTON, J. C. et al. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 190, p. 70-79, 2014.

SANTOS, F. P. *Formação e expansão da fronteira agrícola em Goiás: a construção de indicadores de modernização*. 2010. 109 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2010.

SANTOS, A. M.; GOMIDE, M. L. C. A ocupação no entorno das terras indígenas em Rondônia, Brasil. *Boletim Goiano de Geografia*, Goiânia, v. 35, n. 3, p. 417-436, 2015.

SILVA, E. B.; ANJOS, A. F. O monitoramento do desmatamento e as ações de conservação do bioma Cerrado na primeira década do século XXI. In: PELÁ, M.; CASTILHO, D. (Org.). *Cerrados: perspectivas e olhares*. Goiânia: Editora Vieira, 2010. p. 71-91.

SILVA, J. F. et al. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography*, Oxford, v. 33, p. 536-548, 2006.



SILVA, J. M. C. Birds of the Cerrado region, South America. *Steenstrupia*, v. 21, p. 69-92, 1995.

SILVA, J. M. C.; SANTOS, M. P. D. A importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros. In: SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Org.). *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. Brasília-DF: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 219-233.

SILVA, S. J. M. C.; BATES, J. M. Biogeografia patterns and conservation in the south American Cerrado: a tropical savana hotspot. *BioScience*, Washington, v. 52, n. 3, p. 225-233, 2002.

SOUZA, E. D. et al. Biomassa microbiana do solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, v. 34, p. 79-88, 2010.

VELDKAMP, A.; LAMBIN, E. F. Predicting land-use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 85, p. 1-6, 2001.

VILELA, L.; MARTHA JÚNIOR, G. B.; MARCHÃO, R. L. Integração lavoura-pecuária-floresta: alternativa para intensificação do uso da terra. *Revista UFG*, Goiânia, n. 13, p. 92-99, 2012.

WALTER, B. M. T. *Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas*. 2006. 373 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2006.

WERNECK, F. P. et al. Climatic stability in the Brazilian Cerrado: implications for biogeographical connections of South American savannas, species richness and conservation in a biodiversity hotspot. *Journal of Biogeography*, v. 39, p. 1695-1706, 2012.

WWF-BRASIL. *Produção e exportação de soja brasileira e o cerrado: 2001–2010*. Brasília, DF: WWF-Brasil, 2012. Disponível em [http://d3nehc6y19qzo4.cloudfront.net/downloads/wwf\\_soja\\_cerrado\\_web.pdf](http://d3nehc6y19qzo4.cloudfront.net/downloads/wwf_soja_cerrado_web.pdf). Acesso em: 20 de jan. de 2016.

## **CAPÍTULO 2**

### **RESPOSTAS DE COMUNIDADES DE AVES À FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NO CERRADO**

## **Respostas de comunidades de aves à fragmentação florestal no Cerrado<sup>2</sup>**

Reile Ferreira Rossi • Ricardo Bomfim Machado

R. F. Rossi (Autor para correspondência)

Curso de Ciências Biológicas,

Universidade Estadual de Goiás, Campus Quirinópolis,

Av. Brasil, 435, CEP 75860-000 Quirinópolis, GO, Brasil

Programa de Pós-Graduação em Zoologia

Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia,

Universidade de Brasília, Campus Darcy Ribeiro,

e-mail: [reilerossi@yahoo.com.br](mailto:reilerossi@yahoo.com.br)

R. B. Machado

Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia,

Universidade de Brasília, Campus Darcy Ribeiro,

CEP 70910-900 Brasília, DF, Brasil

Data do projeto do manuscrito: 2/03/2016

Contagem de palavras do manuscrito: 7.707

---

<sup>2</sup> Este capítulo está formatado de acordo com as normas da Landscape Ecology.

## RESUMO

**Contexto.** Mudanças no uso da terra têm provocado fragmentação e perda de hábitat, colocando sob ameaça um grande número espécies. Compreender como as espécies respondem a essas mudanças na paisagem é um importante instrumento para políticas de conservação biológica.

**Objetivos.** Este estudo teve como objetivo descrever e analisar as respostas de comunidades de aves à fragmentação de formações florestais do Cerrado, esclarecendo aspectos ecológicos relacionados com a variação na riqueza, composição e abundância das espécies.

**Métodos.** Este estudo foi realizado em 20 fragmentos de floresta estacional semidecidual inseridos na região central do Cerrado brasileiro. As aves foram amostradas por meio de pontos de escuta e as métricas da paisagem foram obtidas a partir de mapas da cobertura vegetal remanescente originados de classificação de imagens de satélite de 2014.

**Resultados.** A variação observada na riqueza e abundância de aves não está relacionada com a presença ou ausência de conexões estruturais, ou seja, não foram observadas diferenças significativas nesses parâmetros para fragmentos isolados ou conectados. No entanto, a riqueza de aves foi maior na borda dos fragmentos do que no interior dos mesmos, aspecto que revela o efeito da borda sobre a composição das espécies no ambiente estudado. O índice de forma da paisagem foi determinante da riqueza e abundância, quando toda a composição de espécies foi analisada. Enquanto que, para as espécies raras, a presença de corredores associados aos cursos d'água explicou a riqueza e a abundância foi afetada positivamente pelo total de borda da paisagem.

**Conclusões.** Em paisagens com fragmentos florestais no Cerrado a conectividade funcional parece ser mais importante do que a conectividade estrutural. Em paisagens com estas características recomenda-se a conservação de um mosaico formado por fragmentos grandes e pequenos.

**Palavras-chave.** Fragmentação de hábitat • Sensibilidade • Efeito de borda • Guildas alimentares • Ecologia de paisagens

## **Introdução**

Perda de hábitat e fragmentação estão entre as mais importantes ameaças para a conservação da biodiversidade (Boscolo e Metzger 2011). Em paisagens fragmentadas, o potencial para perda de espécies é alto (Uezu 2006). A fragmentação de hábitat é definida como um processo em que uma grande extensão de hábitat é transformada em vários fragmentos, isolados uns dos outros por uma matriz diferente do original (Wilcove et al. 1986). Esse processo leva à redução da quantidade de hábitat natural em uma paisagem, provocando o aumento do número de manchas, redução dos tamanhos e aumento no isolamento (Fahrig 2003). O tamanho e o grau de isolamento dos fragmentos são, em geral, os parâmetros mais importantes para a explicação das variações de riqueza de espécies em paisagens fragmentadas (Martins 2002).

Os estudos que procuram compreender os efeitos da fragmentação de hábitat sobre a biodiversidade em paisagens alteradas têm considerado diversas variáveis como tamanho, distância para o vizinho mais próximo, conectividade (estrutural ou funcional) e a matriz. O tamanho do fragmento e o isolamento são tidos como variáveis críticas na determinação da eficácia das manchas de hábitat na persistência e dinâmica local da diversidade biológica (Franklin e Lindenmayer 2009). O isolamento parece influenciar negativamente a riqueza e abundância de aves nos fragmentos florestais. Stouffer e Bierregaard Jr. (1995) estudaram fragmentos florestais isolados na Amazônia e verificaram marcante redução da riqueza e abundância de aves insetívoras de sub-bosque.

No Brasil os estudos acerca dos efeitos da fragmentação sobre aves têm sido realizados principalmente na Mata Atlântica (Willis 1979; Aleixo e Vielliard 1995; Anjos 1998, 2001, 2004; Anjos e Boçon 1999; Brooks et al. 1999a, 1999b; Maldonado-Coelho e Marini 2000; Ribon et al. 2003; Piratelli et al. 2005; Uezu et al. 2005; Uezu 2006; Piratelli et al. 2008; Metzger et al. 2009; Anjos et al. 2011; Boscolo e Metzger 2011; Cavarzere et al. 2012), mas poucos trabalhos procuraram entender esse processo no Cerrado (Christiensen e Pitter 1997; Melo e Marini 1997; Machado 2000; Marini 2001; Roma 2006; Borges 2008; Alquezar 2013).

O Cerrado é o segundo maior bioma da região Neotropical (IBGE 2004) e o terceiro em riqueza de aves, com 850 espécies (Silva 1995; Silva e Santos 2005). A combinação de alta concentração de espécies endêmicas com grande alteração ambiental coloca o bioma entre as 34 áreas mais ricas em biodiversidade e provavelmente a savana tropical mais ameaçada do mundo (Myers et al. 2000; Silva e Bates 2002). Desde meados do século XX,

com as políticas de incentivo para a ocupação do Cerrado, principalmente no Brasil Central, e o desenvolvimento de pesquisas e tecnologias para correção do solo e mecanização da agricultura, o Cerrado vem sendo rapidamente substituído por áreas com atividade agropecuária. Atualmente é destaque entre os biomas brasileiros onde as atividades do agronegócio são altamente desenvolvidas (Machado e Aguiar 2010). Diversos estudos têm apontado grandes perdas de vegetação nativa do bioma. Até 2002 as estimativas de perda ficaram entre 39,5% e 55% (Sano et al. 2008; Machado et al. 2004). No entanto, o último relatório de monitoramento do desmatamento no Cerrado realizado pelo Ministério do Meio Ambiente, apontou que até 2010 o Cerrado havia perdido 49% de sua vegetação nativa (MMA 2011). Dados recentes, produzidos por um consórcio de instituições brasileiras sugere que a cobertura vegetal nativa remanescente do Cerrado era de 54,5% no ano de 2013 (INPE 2015).

A perda e a fragmentação de habitats é a principal ameaça para as aves brasileiras (Marini e Garcia 2005). São diversos os efeitos negativos da perda e fragmentação de habitats sobre as aves: alteração da estrutura trófica da comunidade com redução de frugívoros e dominância de insetívoros menos especializados (Motta-Júnior 1990; Marini 2001; Telles e Dias 2010; Manica et al. 2010), redução na riqueza e abundância de espécies insetívoras pelo efeito de borda (Banks-Leite et al. 2010), isolamento de populações (Stouffer e Bierregaard Jr. 1995) e diminuição na integridade funcional (De Coster et al. 2015). No Brasil, o reflexo desses processos nas espécies pode ser visto, por exemplo, no grande número de aves consideradas ameaçadas de extinção, 234 (MMA 2014), que corresponde a 12,3% da avifauna brasileira. No bioma Cerrado as modificações antrópicas atingem diversas fitofisionomias mas, no entanto, alterações em ambientes florestais tendem a impactar um maior número de espécies uma vez que a maior parte das aves (393 spp., 51,8%) que ocorrem no Cerrado são dependentes de ambientes florestais (Silva 1995).

Nesse sentido, este estudo tem como objetivo central descrever e analisar as respostas de comunidades de aves à fragmentação florestal no Cerrado. Em particular, procurou-se avaliar como alguns aspectos ecológicos, notadamente a riqueza, composição e abundância, são alterados em diversos grupos funcionais com a fragmentação. Para tanto, foi avaliado se remanescentes florestais conectados com matas ripárias tenderiam a ter maior riqueza e abundância de aves do que fragmentos florestais isolados. Além disto, o estudo visou caracterizar as comunidades quanto às guildas alimentares e frequência relativa. Por fim, foi verificado se as comunidades de aves diferiam em relação à localização nos

fragmentos (interior ou borda) e quais métricas da paisagem que seriam determinantes da riqueza e abundância locais de aves.

Neste estudo foram testadas três hipóteses: (a) riqueza e abundância de espécies de aves será maior nos fragmentos de Cerrado onde existe uma conectividade com matas ripárias; (b) as comunidades de aves responderão positivamente ao efeito de borda; (c) as métricas características da paisagem (estrutura e disposição dos fragmentos) irão influenciar mais as comunidades de aves de que as métricas das manchas (arquitetura, tamanho e biomassa).

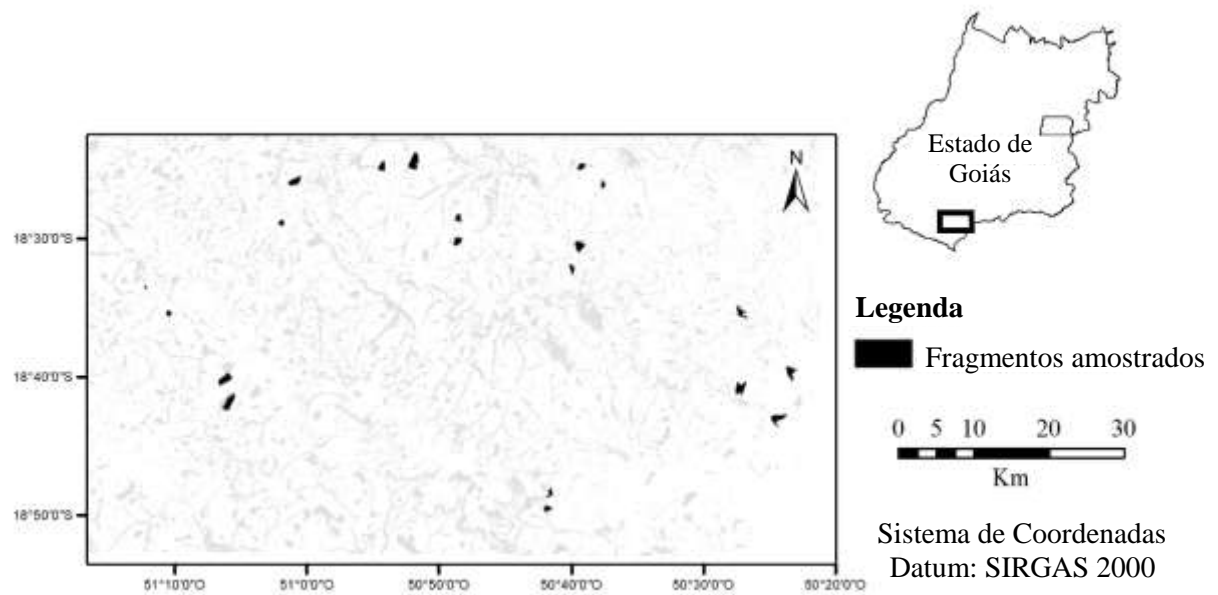
## **Métodos**

### **Área de estudo**

Este estudo foi realizado em 20 fragmentos (Figura 1) localizados no sul do estado de Goiás, microrregião Quirinópolis, área central do Cerrado brasileiro. O conjunto das áreas foi dividido em 10 fragmentos isolados e 10 conectados com matas ripárias (Tabela 1). A paisagem no entorno dos fragmentos escolhidos apresenta algum tipo de alteração antrópica, principalmente agricultura (e.g., cana-de-açúcar, soja e milho) e pasto. A escolha das áreas foi realizada por meio de inspeções no programa Google Earth e visitas *in loco*, considerando as áreas que apresentavam maior semelhança na estrutura da vegetação. A área de estudo é composta por nove municípios: Cachoeira Alta, Caçu, Gouvelândia, Itajá, Itarumã, Lagoa Santa, Paranaiguara, Quirinópolis e São Simão, com área total de 1.606.800 ha e possui uma população estimada de 119.995 habitantes (IBGE 2015). Na área domina o clima Tropical Quente Subúmido, classificado como Aw com duas estações bem definidas e grande variação na temperatura, umidade e precipitação ao longo do ano (Silva e Castro 2013). As precipitações apresentam médias que variam de 1.500 a 1.750 mm, com temperatura média anual de 23,8°C (Borges 2011).

Essa porção do Cerrado apresenta um longo histórico de ocupação no período pós-colonização, o resultado é uma paisagem fragmentada constituída de remanescentes de vegetação nativa com predomínio de formações florestais (Floresta Estacional Semidecidual, Mata Ciliar, Mata de Galeria, Mata Seca e Cerradão). Todos os fragmentos apresentam características de Floresta Estacional Semidecidual, em diferentes estádios de conservação. Esse tipo de formação se desenvolve em solos férteis (Ribeiro e Walter 1998; IBGE 2012; Felfili 2003) de origem ígnea ou eruptiva (latossolos eutróficos, nitossolos e argissolos), ocorrendo no sul de Goiás sob influência do rio Paranaíba (IBGE 2012). Estima-

se que cerca de 15% do Cerrado seja coberto por florestas estacionais (Felfili 2003). A característica marcante deste tipo de formação vegetal é a diferença da cobertura vegetal durante o ano: na estação chuvosa a cobertura foliar é alta, em torno de 90%, enquanto que na estação seca a porcentagem de árvores que perdem as folhas pode chegar a até 50% (Veloso et al. 1991).



**Figura 1** Localização da área de estudo no sul do estado de Goiás, Brasil. Os 20 fragmentos florestais amostrados estão realçados em preto, dispostos na paisagem (escala de cinza). A situação da cobertura vegetal nativa é referente ao ano de 2014. O mapa em escala maior mostra parte da microrregião Quirinópolis.



**Tabela 1** Relação das áreas estudadas no sul goiano, microrregião Quirinópolis, Goiás, Brasil. CF = código do fragmento, AT = área total (em hectares), CE = conectividade estrutural.

CF	AT	CE	Município	Coordenadas Geográficas
FC1	41,8	Conectado	Quirinópolis	18°26'09.59"S / 50°37'38.74"O
FC2	115,7	Conectado	Quirinópolis	18°30'33.27"S / 50°39'22.84"O
FC3	199	Conectado	Cachoeira Alta	18°24'29.41"S / 50°51'53.82"O
FC4	84	Conectado	Quirinópolis	18°30'16.84"S / 50°48'38.27"O
FC5	118,7	Conectado	Cachoeira Alta	18°25'58.38"S / 50°00'53.29"O
FC6	59	Conectado	Paranaiguara	18°49'31.96"S / 50°41'48.50"O
FC7	48,3	Conectado	Paranaiguara	18°48'25.14"S / 50°41'36.98"O
FC8	156,8	Conectado	Caçu	18°40'23.06"S / 51° 6'24.94"O
FC9	169	Conectado	Caçu	18°41'48.59"S / 51°06'0.45"O
FC10	142	Conectado	Quirinópolis	18°42'59.74"S / 50°24'32.04"O
FI1	91,5	Isolado	Quirinópolis	18°35'30.44"S / 50°27'17.58"O
FI2	142,3	Isolado	Quirinópolis	18°40'50.01"S / 50°27'17.87"O
FI3	62	Isolado	Quirinópolis	18°24'50.74"S / 50°39'18.05"O
FI4	57	Isolado	Quirinópolis	18°32'17.53"S / 50°39'56.69"O
FI5	78,6	Isolado	Cachoeira Alta	18°24'56.07"S / 50°54'18.73"O
FI6	40,8	Isolado	Cachoeira Alta	18°28'53.13"S / 50°01'53.13"O
FI7	61,3	Isolado	Quirinópolis	18°28'34.79"S / 50°48'33.58"O
FI8	40,1	Isolado	Caçu	18°35'27.23"S / 50°10'25.79"O
FI9	11,7	Isolado	Caçu	18°33'09.16"S / 50°12'17.80"O
FI10	122,8	Isolado	Quirinópolis	18°39'31.39"S / 50°23'26.75"O

#### Amostragem das aves, parâmetros ambientais e dados da paisagem

As aves foram amostradas por meio de pontos de escuta (Bondel et al. 1970), método adaptado para a região tropical por Vielliard e Silva (1990). Para o levantamento foram abertas, em cada área, trilhas dispostas em grade, sendo demarcados quatro pontos equidistantes 200 m. A grade de pontos foi organizada de modo que em cada fragmento houvessem dois pontos na borda, distantes 50 m da extremidade e dois pontos no interior, a 200 m dos pontos da borda. Os pontos foram numerados de 1 a 4, pontos 1 e 3 na borda e os pontos 2 e 4 no interior de cada remanescente. Cada ponto foi considerado como uma réplica independente. Foram registradas todas as espécies de aves ouvidas e vistas durante 20 minutos, bem como o número de contatos. Considerou-se como contato a presença de um

ou mais indivíduos de uma espécie dentro do raio de detecção do ponto de escuta (Vielliard e Silva 1990). O raio de detecção considerado neste estudo foi de 50 m e para evitar o viés do observador, as amostras foram realizadas sempre pela mesma pessoa.

O levantamento foi realizado pela manhã, logo após o nascer do sol, em duas áreas por dia, durante 10 dias consecutivos, sempre que possível. O horário, os pontos e as áreas foram amostrados alternadamente, de forma que os pontos (borda e interior) e as áreas fossem amostradas em horários semelhantes, evitando-se os levantamentos em um ponto ou área sempre no mesmo horário. Em todas as áreas foram realizadas quatro visitas durante a estação reprodutiva das aves, entre os meses de outubro e dezembro de 2014 e em janeiro de 2015. O levantamento não foi realizado quando as condições do tempo não estavam favoráveis, como em dias de chuva ou vento forte, o que podia influenciar a detecção das espécies.

Para as observações foram utilizados binóculo AIPTEX 8x30 e máquina fotográfica digital SONY DSC-HX300. Dados de temperatura e umidade relativa do ar foram aferidas com termo-higrômetro digital Hikari (HK-T240) para cada ponto (borda e interior) no início de todas as amostragens. As vocalizações foram gravadas com auxílio de gravador digital Marantz PMD 660 e um microfone direcional Sennheiser ME66, para posterior identificação daquelas que não foram reconhecidas em campo. Nesses casos, foi feita uma comparação das gravações com arquivos sonoros disponíveis em páginas como Wikiaves ([www.wikiaves.com.br/](http://www.wikiaves.com.br/)) e Xeno-canto ([www.xeno-canto.org](http://www.xeno-canto.org)). A nomenclatura das espécies seguiu o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2014).

Com o objetivo de obter dados da paisagem, foram coletados dados espaciais processados por meio de técnicas de sensoriamento remoto e posteriormente analisados em sistemas de informação geográfica (SIG). Inicialmente foram selecionadas imagens do satélite Landsat 8 sensor OLI (*Operational Land Imager*), órbita ponto 222/073, referentes ao período seco de 2014 e com resolução espacial de 30m. O mapa de vegetação remanescente, utilizado nas análises da paisagem, foi obtido por meio de classificação não supervisionada (40 classes), com posterior agrupamento e supervisão/correção do intérprete. A validação foi realizada com base na inspeção visual de imagens de alta resolução disponíveis no programa Google Earth. Ao final, as imagens classificadas foram convertidas do formato matricial para o formato vetorial (em *shapefile*) para facilitar o processo de edição das classes.

Para verificar se riqueza e abundância das aves são determinadas pelas características dos fragmentos ou da paisagem, foram utilizados dois conjuntos de métricas.

Para os fragmentos amostrados foram selecionadas quatro métricas e seis para a paisagem do entorno (Tabela 2). As métricas foram obtidas por meio da extensão V-LATE v.2.0 (Z\_GIS 2015) para o ArcGIS v.10.3.1 (ESRI 2015). Além das métricas listadas na Tabela 2, foram calculados o Índice de Diferença Normalizada da Vegetação (NDVI) e a distância para o curso d'água mais próximo, para cada fragmento.

**Tabela 2** Métricas computadas no V-LATE, agrupados por área temática.

<b>Escala</b>	<b>Sigla</b>	<b>Métricas (unidades)</b>
Fragmento	TA	Área total (ha)
Fragmento	CA	Área núcleo (central), considerando uma borda de 50 m (ha)
Fragmento	PERIM	Medida total do perímetro (m)
Fragmento	NN_Dist	Distância para o vizinho mais próximo da mesma classe (m)
Paisagem	H	Índice de diversidade de shannon (adimensional)
Paisagem	MSI	Média do índice de forma (adimensional)
Paisagem	MPAR	Média da relação perímetro-área (adimensional)
Paisagem	TCA	Total de área núcleo (m <sup>2</sup> )
Paisagem	CAI	Índice de área núcleo (%)
Paisagem	TE	Comprimento total da borda (m)

Os valores de NDVI foram obtidos com o uso de imagens do satélite Landsat 8 sensor OLI, referente ao período seco de 2014. As imagens foram obtidas na página do Earth Explorer (<http://earthexplorer.usgs.gov/>), tendo sido utilizadas as bandas 4 (*Red*) e 5 (*Near Infrared*). O NDVI foi calculado por meio da fórmula  $NDVI = (NIR - Red) / (NIR + Red)$ . Os valores médios de NDVI foram obtidos realizando o cálculo para cada fragmento através da ferramenta “*zonal statistics*” do Quantum GIS v.2.12 (QGIS Development Team 2015), utilizando como máscara os polígonos vetoriais referentes a cada fragmento focal. O resultado desta análise é um índice que varia entre -1 e 1, quanto maior o valor do índice maior a biomassa da vegetação. NDVI funciona como um indicador da saúde da vegetação, uma vez que quando ocorre uma perturbação no ecossistema, há uma redução na biomassa e conseqüentemente uma diminuição no valor do NDVI (Meneses-Tovar 2011). A distância para o curso d'água mais próximo foi determinada a partir do centroide do fragmento até o

curso d'água utilizando o polígono dos fragmentos e um *shapefile* da rede de drenagem da região de estudo.

#### Análises estatísticas

Para a realização das análises foram consideradas todas as espécies que utilizaram a área de estudo durante as amostragens, mesmo aquelas de áreas abertas, que utilizam a área como abrigo ou para nidificação e foram registradas dentro dos fragmentos, exceto aves de hábitos noturnos e aquáticas.

Primeiramente foi realizado o teste de Mantel para verificar a independência espacial dos pontos de amostragem estabelecidos. Assim, foi elaborada uma matriz de distância espacial (euclideana) e outra de dissimilaridade da composição faunística (Bray-Curtis). Esse teste tem sido realizado em estudos ecológicos para verificar se locais mais próximos apresentam semelhança faunística. Em seguida, para caracterizar as comunidades de aves presentes nos fragmentos, as espécies de aves foram classificadas em guildas de acordo com os hábitos alimentares seguindo Willis (1979), Motta-Júnior (1990), Sick (1997), Anjos (2001) e observações pessoais em campo. O coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ) foi utilizado para verificar se o número de espécies das guildas estaria relacionado com o tamanho dos fragmentos. As aves foram classificadas quanto a sua frequência relativa nos fragmentos amostrados, a partir dos registros de campo, em três níveis: raro (aves com frequência de até 20%), razoavelmente comum (aves com frequência entre 25 e 50%), comum (aves com frequência entre 55 e 100%). Esta classificação foi utilizada nas análises estatísticas e analisada de acordo com as guildas tróficas.

A curva cumulativa de espécies foi utilizada para demonstrar a qualidade do esforço amostral na área. Assim, a riqueza de aves registrada nos fragmentos ao longo das amostragens foi comparada com o número de espécies estimadas pelo estimador de riqueza bootstrap. O índice de diversidade Shannon-Wiener ( $H'$ ) foi calculado para medir a diversidade de espécies em cada fragmento. Posteriormente, e seguindo os procedimentos dados por Magurran (2004), foi realizado um teste  $t$  para verificar se a diversidade média dos fragmentos conectados era diferente da média dos fragmentos isolados. Para avaliar a similaridade das comunidades de aves entre fragmentos conectados e isolados, foi realizada uma análise de agrupamento (*Cluster*) usando o índice de Bray-curtis.

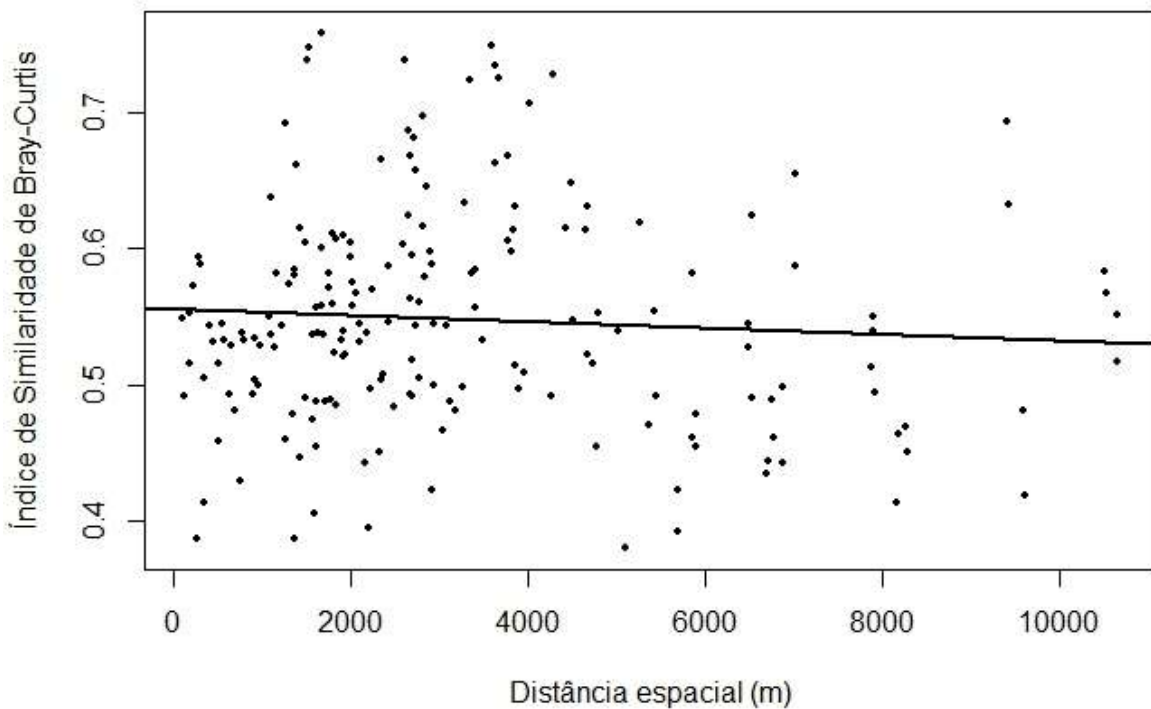
Para verificar a hipótese de que fragmentos conectados apresentam maior riqueza e abundância em relação aos fragmentos isolados foi realizado um teste  $t$ . Posteriormente foi realizada uma análise de correlação para verificar se existe correlação entre riqueza e

abundância com a área dos fragmentos. Para verificar se existiam diferenças microclimáticas associadas ao efeito de borda, foi produzido um *boxplot* da temperatura e umidade dos pontos de borda e interior dos fragmentos isolados e conectados. Para testar a existência de eventuais diferenças na composição das espécies entre borda e interior foi realizado um *Generalized Linear Model (GLM)* utilizando as famílias *gaussian* para abundância e *poisson* para riqueza. Com o objetivo de testar a hipótese de que as características da paisagem influenciam as diferenças entre as comunidades de aves de modo mais expressivo do que as características das manchas, foi realizada uma análise de regressão múltipla. Para tanto, foi utilizado todo o conjunto das espécies em uma primeira análise e depois, em uma segunda análise, apenas as espécies classificadas como raras. Para a seleção dos modelos gerados foram consideradas diversas características da paisagem que podem interagir e influenciar as comunidades de aves (Boscolo e Metzger 2011). O modelo selecionado foi o mais parcimonioso com base no menor valor segundo o Critério de Informação de *Akaike*. A normalidade e homocedasticidade dos dados foram verificadas com o teste Shapiro-Wilk e Bartlett, respectivamente. Foi considerado o nível de significância de 5% para as análises (para valores de  $p < 0,05$  as diferenças foram consideradas significativas). Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R v.3.2.3 (R Core Team 2015).

## Resultados

Foram obtidos 2.291 registros de 107 aves (vide material suplementar), sendo que a riqueza variou de 56 a 25 espécies nos fragmentos estudados (média = 40,8 spp., d.p. = 7,76 spp.). Houve correlação significativa entre riqueza e área ( $r = 0,45$ ,  $df = 18$ ,  $P = 0,041$ ) e entre abundância e área ( $r = 0,46$ ,  $df = 18$ ,  $P = 0,036$ ), quanto maior a área maior foram a riqueza e a abundância.

Os fragmentos conectados apresentaram um total de 16 espécies exclusivas e o conjunto dos fragmentos isolados tiveram apenas 10 espécies exclusivas (Material Suplementar em anexo). As famílias Tyrannidae (14 spp.) e Thraupidae (11 spp.) foram as mais representativas. O teste de Mantel mostrou que não houve dependência espacial entre a composição das espécies nos fragmentos amostrados ( $r = -0,06$ ,  $P = 0,662$ ; Figura 2).



**Figura 2** Relação entre a similaridade de espécies (índice de similaridade de Bray-Curtis) e a distância entre os fragmentos amostrados no sul do estado de Goiás, Brasil.

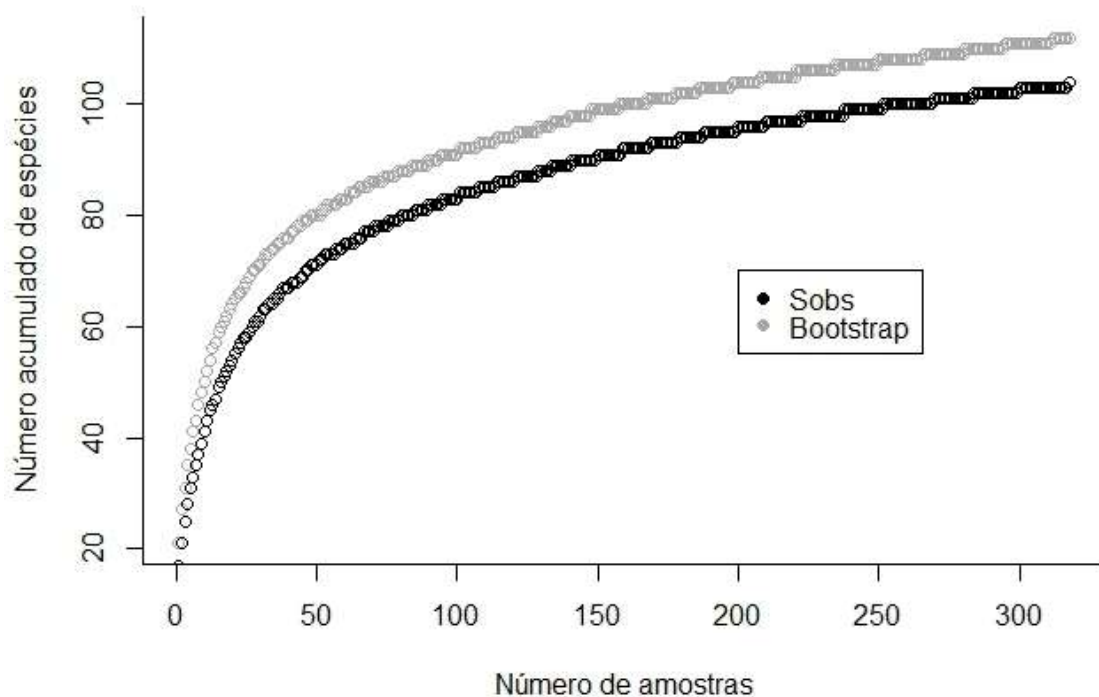
Dentre as espécies registradas nos 20 fragmentos, 42 eram insetívoros (39%), 31 onívoros (29%), 19 frugívoros (18%), 7 carnívoros (6,5%), 6 nectarívoros (5,6%) e 2 granívoros (1,9%) (Tabela 3). O número de espécies onívoras foi correlacionado com a área dos fragmentos ( $r = 0,62$ ,  $df = 18$ ,  $P = 0,003$ ). Para os demais grupos não foram observadas diferenças significativas entre o número de espécies e o tamanho dos fragmentos ( $r = -0,07$ ,  $df = 18$ ,  $P = 0,748$  para carnívoros;  $r = 0,10$ ,  $df = 18$ ,  $P = 0,666$  para frugívoros;  $r = -0,10$ ,  $df = 18$ ,  $P = 0,657$  para granívoros;  $r = 0,31$ ,  $df = 18$ ,  $P = 0,173$  para insetívoros;  $r = -0,32$ ,  $df = 1$ ,  $P = 0,160$  para nectarívoros). Quando a conectividade estrutural dos fragmentos foi analisada separadamente, o número de espécies onívoras foi correlacionado com a área dos fragmentos isolados ( $r = 0,64$ ,  $df = 8$ ,  $P = 0,042$ ), os demais grupos não apresentaram correlação.

**Tabela 3** Números de espécies de aves registradas em 20 fragmentos de floresta estacional semidecidual, sul do estado de Goiás, Brasil, de acordo com o hábito alimentar.

Hábito alimentar	Fragmentos Conectados										Fragmentos Isolados									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Carnívoro	3	1	1	0	1	1	1	1	3	1	7	1	0	1	1	1	2	1	1	1
Frugívoro	7	7	10	12	9	8	10	6	11	9	0	10	8	11	10	7	10	8	11	10
Granívoros	0	1	18	0	0	1	2	10	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Insetívoros	17	16	0	14	12	13	16	0	20	14	11	15	10	15	17	8	18	15	8	15
Nectarívoro	2	3	1	0	0	2	2	1	0	1	0	2	3	2	2	3	1	1	1	0
Onívoro	17	20	20	18	9	13	10	19	22	16	17	17	16	14	19	8	16	11	5	16
Total de espécies	46	48	50	44	31	38	41	37	57	41	36	45	37	43	50	27	47	36	26	42

Considerando a frequência relativa, 46 espécies foram classificadas como raras (e.g., *Penelope superciliaris* e *Pteroglossus castanotis*), 23 razoavelmente comum (e.g., *Amazona amazonica* e *Crax fasciolata*) e 35 comuns (e.g., *Momotus momota* e *Piaya cayana*). Fragmentos conectados foram determinantes para as espécies raras, enquanto que as razoavelmente comuns e comuns não apresentaram preferência quanto ao tipo de conectividade estrutural. O número de espécies classificadas quanto à frequência relativa diferiu para as diferentes guildas. Entre aquelas raras, a maioria (48%) era insetívora; entre as espécies razoavelmente comuns, onívoros e insetívoros representaram 35% cada e quanto às comuns os onívoros foram maioria (40%). A relação das espécies com a respectiva classificação da frequência relativa encontra-se no material suplementar.

A análise da estimativa de espécies feita para as espécies amostradas nos 20 fragmentos do sul goiano mostrou que o esforço de campo conseguiu registrar 92,8% do total de 112 espécies que seria esperado para o tipo de ambiente trabalhado e o método de amostragem selecionado (Figura 3). Não foi observada uma diferença significativa no índice de diversidade de fragmentos conectados ou isolados ( $t = 0,729$ ;  $df = 18$ ;  $P = 0,474$ ), embora as áreas conectadas tenham apresentado maiores valores ( $H' = 3,382$  para conectados e  $H' = 3,316$  para isolados).

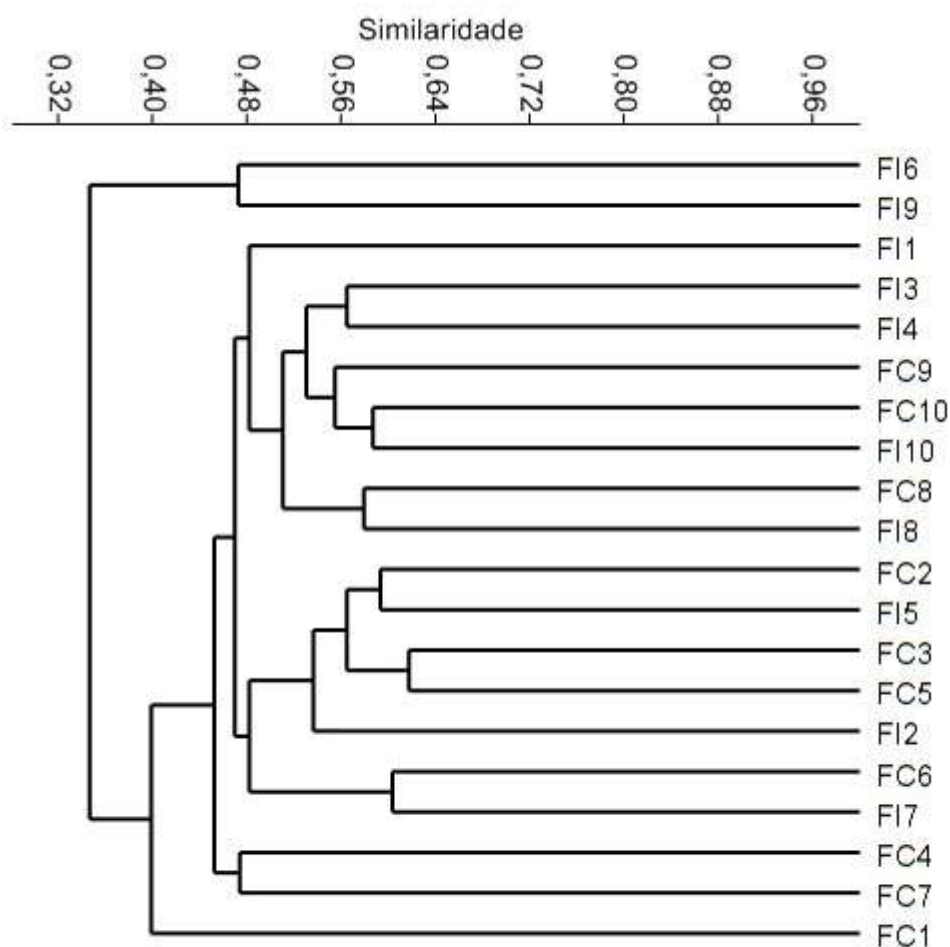


**Figura 3** Curvas observada e estimada de acúmulo de espécies, baseada no número de espécies de aves amostradas em 20 fragmentos florestais do Sul de Goiás. Riqueza observada (*Sobs* = 104); riqueza estimada (*Bootstrap* = 112).

A análise de *Cluster* não evidenciou uma formação clara de grupos em função da condição de conectividade ou isolamento dos fragmentos. O dendograma (Figura 4), entretanto, mostra a formação de cinco grupos: FC1, FI6, FI9, FC5 e FI8; e demais fragmentos formaram o quinto grupo. Os fragmentos que apresentaram maior similaridade entre as comunidades de aves foram FC3 e FC8 (0,60), FC6 e FI7 (0,60), FC3 e FC5 (0,61), FC3 e FI5 (0,61). Os fragmentos pequenos e isolados FI6 e FI9 e o fragmento conectado FC1 foram os que mais se diferenciaram, apresentando pouca similaridade com os demais fragmentos analisados.

Fragmentos conectados tinham mais espécies exclusivas (16) em relação aos isolados (10), mas a diferença não foi significativa ( $t = 1,42$ ,  $df = 18$ ,  $P = 0,172$ ). Tomadas em conjunto, espécies exclusivas não tiveram correlação significativa com área ( $t = 1,339$ ,  $df = 18$ ,  $P = 0,197$ ) mas quando analisadas separadamente as espécies exclusivas dos remanescentes isolados apresentaram correlação ( $r = 0,676$ ,  $df = 8$ ,  $P = 0,031$ ).

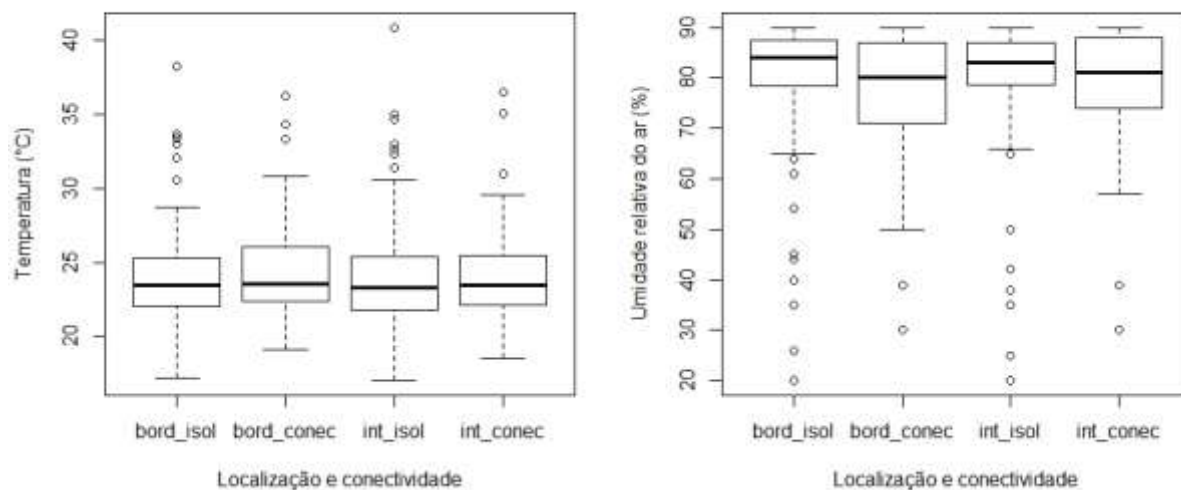




**Figura 4** Dendrograma de similaridade dos fragmentos obtido por uma matriz de abundância das espécies de aves presentes em 20 fragmentos de floresta estacional semidecidual no sul do estado de Goiás, Brasil. Segundo o algoritmo grupo pareado e utilizando o Quociente de Bray-Curtis.

Existe efeito de borda nos fragmentos amostrados com maior riqueza de aves na borda em ambientes conectados ( $Z = 119,2; P < 0,001$ ) e fragmentos isolados ( $Z = 109,4; P < 0,001$ ) e a abundância também foi maior na borda para áreas conectadas e isoladas ( $t = 344,7; P = 0,001; t = 283,5; P = 0,002$ ) corroborando a hipótese alternativa. Analisando os dados de temperatura e umidade amostrados na borda e no interior de fragmentos isolados e conectados (Figura 5) verificou-se que os fragmentos isolados apresentaram valores mais extremos de temperatura (máximo e mínimo) tanto na borda, quanto no interior, e para a variável umidade relativa do ar, áreas isoladas também destacaram-se em relação aos valores extremos (mínimos) em ambos os pontos. Os valores de temperatura mostraram ligeira

tendência à assimetria positiva em todos os pontos e fragmentos. Os dados da umidade da borda dos fragmentos isolados são negativamente assimétricos enquanto os demais conjuntos de dados são simétricos.



**Figura 5** Distribuições da temperatura e umidade amostradas na borda e interior para 20 fragmentos (dez isolados e dez conectados) no sul do estado de Goiás, Brasil. A linha cheia dentro da caixa representa a mediana, o inferior da caixa representa o percentil 25% e o superior da caixa 75%, o traço inferior representa o percentil 10% e o superior 90%. Os círculos vazios representam os extremos, máximo e mínimo.

Os resultados sugerem que as características da paisagem exercem uma maior influência sobre as comunidades de aves do que as características dos fragmentos. A variável média do índice de forma da paisagem foi a mais importante na determinação da abundância e riqueza de aves, explicando 32% da variação da abundância ( $r^2 = 0,32$ ,  $F_{1,18} = 8,64$ ;  $P = 0,008$ ) e 33% em relação à riqueza ( $r^2 = 0,33$ ,  $F_{1,18} = 9,21$ ;  $P = 0,007$ ). Quando somente as espécies raras foram consideradas na análise de regressão, a distância do fragmento para o curso d'água mais próximo foi a variável mais importante na determinação da abundância ( $F_{1,18} = 5,40$ ;  $P = 0,032$ ), explicando 23% na variação dos dados ( $r^2 = 0,23$ ). Já para a riqueza, a variável comprimento total de borda dos fragmentos dentro do buffer de 1 km foi a que explicou melhor ( $F_{1,18} = 7,78$ ;  $P = 0,026$ ).

## Discussão

O número de espécies amostradas nos fragmentos neste estudo (107) representa 12,8% das espécies que ocorrem no Cerrado, sendo semelhante à riqueza encontrada por outros estudos desenvolvidos em ambientes florestais no bioma. Estudos como os de Silva e Oniki (1988), Marini (2001), Willis (2006), Antunes (2010), Santos et al. (2010), Cavarzere et al. (2011) ou Vieira et al. (2013) encontraram uma riqueza de aves que variou de 48 a 145 espécies. Valadão (2012) registrou 150 espécies em floresta semidecídua em unidade de conservação com 28.700 hectares de Cerrado, enquanto Roma (2006), utilizando três diferentes metodologias (contagem por pontos, captura com redes de neblina e captura com arma de fogo) levantou 130 espécies em sete fragmentos de Cerrado no Brasil Central. Embora existam diversos trabalhos que investigaram a riqueza de aves em diferentes formações do Cerrado, este estudo é um dos poucos que avaliou os efeitos da fragmentação sobre o grupo.

Nesse sentido, o tipo de fitofisionomia, estado de conservação, tamanho e as características das manchas são alguns fatores determinantes da riqueza de aves em paisagens fragmentadas do Cerrado. É importante ressaltar que cada método de levantamento tem seu viés, no caso dos pontos de escuta, as espécies que não apresentam muita atividade de vocalização dificilmente são registradas. Para levantar um número de espécies maior seria necessário um grande número de pontos para cobrir toda a área dos fragmentos, principalmente para aqueles maiores, e uso de diferentes metodologias.

O aumento do número de visitas não deve ser suficiente para levantar um número mais significativo de espécies, mas sim uma associação de diferentes metodologias e levantamentos em diferentes épocas ao longo do ano. Anjos (2007) mostrou que quatro visitas são suficientes para registrar o maior número de espécies usando este método que tem sido amplamente utilizado no estudo de aves em ambientes florestais (Cândido Jr. 2000; Uezu et al. 2005; Uezu 2006; Anjos 2007; Anjos et al. 2011; Boscolo e Metzger 2011; Barbaro et al. 2012; Morante-Filho et al. 2015).

A maior representatividade da guilda trófica insetívoro já era esperada, pois em vários trabalhos realizados em regiões tropicais este grupo é destaque (Ribon et al. 2003; Sigel et al. 2006; Valadão et al. 2006; Cruz e Piratelli 2011; Cavarzere et al. 2012; Becker et al. 2013). As respostas das aves à fragmentação parecem ser espécie específicas, ou seja, os efeitos desse tipo de perturbação estão muito relacionados com a história natural de cada espécie. Cavarzere et al. (2012) comparam quantitativamente comunidades de aves de um

fragmento de floresta estacional semidecidual ao longo de 30 anos e verificaram que em todas as guildas houve uma diminuição da abundância, mas várias espécies de diferentes guildas tiveram um aumento na abundância. Em outro estudo de longo prazo (40 anos), conduzido por Sigel et al. (2006), foi verificado que diferentes espécies apresentaram alterações de abundância, mas não houve diferença entre o número de espécies que aumentaram contra aquelas que diminuíram. Contudo, os insetívoros das comunidades estudadas por esses autores predominaram dentre as espécies que tiveram redução da abundância. Os onívoros, em geral, não são fortemente afetados pelos efeitos da fragmentação (Ribon et al. 2003; Sam et al. 2014), como encontrado neste estudo. Essas espécies talvez encontrem variadas oportunidades de forrageamento, explorando uma maior variedade de recursos alimentares.

Algumas espécies consideradas raras neste estudo, baseado nos registros de campo, como *Arremon flavirostris*, *Cissopis leverianus*, *Dendrocolaptes platyrostris*, *Forpus xanthopterygius*, *Glaucidium brasilianum*, *Ictinia plumbea*, *Melanerpes candidus*, *Myiopagis caniceps*, *Penelope superciliaris*, *Psittacara leucophthalmus*, *Pteroglossus castanotis*, *Tityra cayana* e *Veniliornis passerinus*, foram classificadas como de baixa sensibilidade à perturbação por Anjos (2006) e Uezu (2006). Muito provavelmente essas variações, que essencialmente são de abundância, podem ser explicadas por algum dos seguintes fatores: qualidade dos ambientes; estado de fragmentação da paisagem; características das populações das diferentes regiões; ou pode ser devido às diferenças de metodologia adotadas pelos estudos para essa classificação. Para algumas espécies (e.g., *P. superciliaris*) registradas em fragmentos grandes, independente da conectividade, fatores como caça (Marini 2001; Ribon et al. 2003) e preferência para frutos grandes (Mikich 2002) pode ter reduzido sua população na região de estudo, limitando sua ocorrência em fragmentos onde há maior disponibilidade de recursos e menor pressão de caça.

As respostas à fragmentação variam conforme as espécies, o bioma e tipo de fitofisionomia que as espécies ocupam. Em ambientes impactados pela fragmentação e outras atividades antrópicas, entretanto, espécies altamente sensíveis como insetívoros especializados estarão ausentes, enquanto que outras mais adaptadas (e.g., onívoros) podem ser beneficiadas (Stotz et al. 1996).

Paisagens fragmentadas estão em constante transformação, principalmente sob influência das condições da matriz e pela ação humana, perdendo área de hábitat ou formando novos hábitats pelo processo de regeneração. Geralmente as bordas, região de contato entre dois ecossistemas distintos, são mais afetadas, devido à proximidade de uma

matriz estruturalmente diferente (Murcia 1995). Entretanto, considerando que muitos remanescentes são pequenos, eles não apresentam um interior verdadeiro (Malcolm 1994) e toda área sofre efeito de borda.

A curva cumulativa de espécies, também conhecida como “curva do coletor”, é uma técnica que surgiu da relação espécie-área e considerada, em muitos estudos, importante para indicar a suficiência amostral (Schilling e Batista 2008). A curva representa o número acumulado de espécies registradas em relação ao número de amostras (Dias 2004) e quando ela atinge assíntota, assume que a probabilidade de que a próxima espécie da lista ser nova é pequena (Colwell e Coddington 1994), indicando que a maioria das espécies daquela área já foi amostrada, diferente deste estudo. Outra informação importante que tem sido amplamente utilizada em estudos ecológicos é o índice de diversidade. Entretanto, o uso dos índices de diversidade é irrelevante se não tiver uma base comparativa (Melo 2008). Neste estudo, as comunidades de aves apresentaram diversidade semelhante em fragmentos conectados e isolados, reforçando a ideia de que os fragmentos isolados e conectados sofreram perturbações semelhantes, apesar de Uezu (2006) não ter encontrado correlação entre diversidade e variáveis da paisagem e estrutura da vegetação. Aves podem alcançar fragmentos próximos sem a necessidade de corredores devido à sua mobilidade, apesar de que a diversidade é influenciada negativamente em paisagens com maior nível de perturbação antrópica (Soini 2006; Mutagwaba 2010).

A ausência de formação de grupos de fragmentos afins quanto à similaridade das comunidades de aves em relação à conectividade estrutural, indica que aves de fragmentos isolados e conectados podem ter sofrido efeitos semelhantes da fragmentação e perda de hábitat, uma vez que a análise de *Cluster* mostrou que não existe diferença na composição de aves em relação à conectividade, ou as aves não percebem a fragmentação na escala analisada. É possível que para elas exista apenas uma paisagem heterogênea, com fragmentos alcançáveis pelo voo.

O número de espécies foi maior nos fragmentos grandes, resultado padrão encontrado em outros estudos sobre aves em paisagens fragmentadas (Anjos e Boçon 1999; Maldonado-Coelho e Marini 2000; Marini 2001). Tamanho da área é o fator extrínseco mais importante para padrões de ocupação e persistência de espécies em paisagens fragmentadas (Crooks et al. 2001) principalmente para grandes frugívoros de dossel (Uezu et al. 2005). Redução do tamanho do fragmento resulta em declínios populacionais (Boscolo e Metzger 2011) uma vez que áreas maiores geralmente podem apresentar maior heterogeneidade de ambientes e propiciar maior disponibilidade de recursos para aves e outros animais.

Neste estudo verificamos que a riqueza e a abundância não estavam relacionadas com a conectividade estrutural e três hipóteses podem explicar o resultado encontrado. Primeiro, os efeitos da fragmentação do hábitat sobre as aves não são imediatos e podem levar alguns anos para serem observados. Em algumas regiões, como na Mata Atlântica brasileira foi encontrado que o tempo de latência das espécies de aves sensíveis à fragmentação é em torno de 25 anos (Uezu 2006). O tempo de isolamento dos fragmentos do sul de Goiás ainda não deve ter sido suficiente para provocar a perda de espécies, o processo deve estar em curso. Assim, as comunidades amostradas nesse estudo são resultantes de um processo anterior à fragmentação e apresenta um atraso da resposta à fragmentação (Hanski e Ovaskainen 2002). Isto explicaria o grande número de aves raras nos fragmentos amostrados e os resultados de riqueza e abundância para fragmentos conectados e isolados. Segundo, a configuração da paisagem, com a presença de pequenos remanescentes, funcionando como “*stepping stones*”, pode ter gerado apenas um isolamento estrutural e não funcional, criando um efeito resgate (Brown e Kodric-Brown 1977; Gotelli 1991). As espécies das áreas isoladas e conectadas conseguem se deslocar para outras áreas, conectadas ou não, recolonizando-as e mantendo a composição da comunidade. Por outro lado, espécies mais sensíveis (e.g., insetívoros de sub-bosque) podem ter desaparecido nos primeiros anos após a fragmentação como foi demonstrado por Stouffer e Bierregaard Jr. (1995) na Amazônia. Terceiro, o tipo de matriz pode ser determinante da ocorrência de espécies em fragmentos isolados e pequenos (Antongiovanni e Metzger 2005). Muitas espécies podem estar respondendo positivamente em relação à matriz, que está funcionando como local de forrageamento (Franklin e Lindenmayer 2009) ou é permeável suficiente para as aves deslocarem até outras áreas. Espécies que evitam a matriz tendem a diminuir ou desaparecer em fragmentos, enquanto que aqueles que toleram ou exploram a matriz, muitas vezes suas populações permanecem estáveis (Gascon et al. 1999). Entretanto, este estudo não possui dados que sustentam essas hipóteses, mas podem ser testadas em trabalhos futuros em paisagens fragmentadas do Cerrado.

A fragmentação, além de promover redução do hábitat, implica também na criação ou aumento dos efeitos de borda em ambientes florestais (Fahrig 2003), uma vez que as áreas remanescentes passam a ser limitadas por uma matriz antropogênica. O tamanho e o formato dos fragmentos podem elevar os efeitos de borda (Castro 2008). Efeito de borda é definido como o conjunto de mudanças nas condições bióticas e abióticas que ocorrem na transição abrupta entre dois hábitats adjacentes que interagem uns com os outros (Murcia 1995).

Maior riqueza e abundância das espécies de aves registradas na borda em relação ao interior do fragmento mostrou que as aves respondem positivamente quanto à exploração da borda. Esse resultado diverge de outros estudos realizados em ambientes tropicais (Restrepo e Gomez 1998; Cândido Jr. 2000; Laurance 2004; Banks-Leite et al. 2010), que encontraram maior riqueza e abundância de aves no interior das áreas estudadas. Esse padrão encontrado pode ser explicado pelo grande número de espécies onívoras e o tempo de isolamento dos fragmentos, que deve ter favorecido as espécies para o uso destes ambientes. Os onívoros, por apresentarem maior diversidade de fontes alimentares, são menos afetados pela fragmentação (Willis 1979). Para Lindell et al. (2007) a fragmentação florestal e criação de bordas pode ser mais prejudicial para as espécies neotropicais que evitam a borda como uma capacidade para suportar as mudanças no uso da terra.

Espécies especialistas, como insetívoros, parecem ser negativamente afetadas pelo efeito de borda, apresentando uma maior frequência no interior dos ambientes florestais (Barbaro et al. 2012; Bereczki et al. 2015). Apesar da redução de espécies insetívoras em fragmentos pequenos, talvez a persistência destas aves em remanescentes menores seja explicada por uma maior capacidade de dispersão através da matriz, como sugerido por Sekercioglu et al. (2002).

Aves frugívoras foram mais frequentes em fragmentos grandes, mas podem explorar mais a borda do que o interior de florestas (Galetti et al. 2003). As bordas das áreas de estudo talvez ofereçam mais recursos alimentares do que o interior, conforme sugerido por estudos que observaram uma maior abundância de frutos em bordas novas de uma floresta tropical (Restrepo et al. 1999). Existe um consenso que bordas recém criadas sofrem mudanças bruscas na composição e estrutura da vegetação relacionadas às altas taxas de luminosidade (Laurance et al. 2006; Lima-Ribeiro 2008; Santos et al. 2008), mas com o passar do tempo e sem novas interferências antrópicas, ocorre um aumento da densidade e riqueza de plantas (Harper et al. 2005). Outro aspecto que deve ser considerado é o fato de que espécies de borda se deslocam com mais frequência entre os fragmentos do que as de interior (Piratelli et al. 2005) e devem estar mais adaptadas a paisagens fragmentadas.

Os estudos acerca do efeito de borda em diferentes regiões não apresentam uma resposta padrão. Os efeitos de borda parecem variar de acordo com as configurações de cada área de estudo, das características da paisagem (Vetter et al. 2013), da idade da borda e da sazonalidade (Restrepo e Gomez 1998). O tipo de fitofisionomia, as características das manchas (idade, heterogeneidade, tamanho e qualidade do hábitat) associado às características da paisagem (e.g., permeabilidade da matriz, presença de *stepping stones* e

grau de conectividade) devem atuar sobre a riqueza e abundância das espécies na borda e no interior.

No entanto, os resultados sobre efeito de borda encontrados neste estudo devem ser analisados com cautela. Duas hipóteses podem explicar essa relação positiva das aves com a borda: primeiro, se existe efeito de borda podemos considerar que as áreas de florestas eram contínuas nesta região, que é considerada uma extensão da região formada predominantemente por florestas denominadas de “Mato Grosso Goiano”. D’Alincourt (2006), segundo registros de 1825, relata que Mato Grosso era chamada uma grande floresta que atravessava Goiás de norte a sul e que para o sul ainda não conhecia seu fim. Segundo, as formações florestais do sul de Goiás podem ter ocorrido entremeadas a formações savânicas (IBGE 2012), típicas do bioma Cerrado, por um longo período, ou seja, as espécies que ocorrem na borda dos atuais fragmentos podem ser as mesmas que ocorriam no mosaico citado acima antes da formação da matriz atual (pasto e cana-de-açúcar) e desta forma já estão adaptadas.

O potencial agrícola da região de estudo reforça uma tendência do aumento da perda de hábitat e isolamento dos remanescentes. Na última década, a cultura da cana-de-açúcar avançou sobre áreas de pastagens e provocou, diretamente ou indiretamente, a supressão de pequenos fragmentos florestais. Como consequência, a matriz foi estruturalmente modificada e a disponibilidade de recursos alimentares para as aves talvez tenha declinado. Fragmentos cercados por matriz dominada por cana-de-açúcar abrigam, principalmente, aves generalistas ou especialistas de bordas (Piratelli et al. 2005) e têm alterada a sua composição de espécies, com perda de espécies florestais e redução da riqueza (Martin e Catterall 2001).

Neste estudo o índice de forma da paisagem foi determinante da riqueza e abundância de aves. As características da paisagem ao redor do fragmento podem ser fundamentais para a presença e sobrevivência das espécies de aves que nele residem (Meyer e Cameron 2003) uma vez que a estrutura da paisagem é um importante preditor da riqueza e distribuição das espécies (Moser et al. 2002; Boscolo e Metzger 2011). Dependendo da forma do fragmento, o efeito da matriz e de borda podem ser mais intensos. Os fragmentos com forma irregular estão mais suscetíveis a apresentar maior efeito de borda, principalmente aqueles de menor área (Grise 2008; Vidolin et al. 2011). O índice de forma pode ser um dado importante na estratégia de conservação de paisagens fragmentadas, pois, fragmentos irregulares deveriam receber maior atenção, uma vez que tendem a desaparecer mais rapidamente (Rohling e Silva 2012). Entretanto, a análise deve ser cuidadosa uma vez



que paisagens naturais apresentam formas mais irregulares e paisagens antropizadas, principalmente com áreas agrícolas, assemelham a quadrados (Moser et al. 2002).

As matas ripárias, atuando como corredores, podem explicar a relação entre abundância de espécies raras e a distância para o curso d'água mais próximo. Corredores são importantes para manutenção da conectividade estrutural em paisagens fragmentadas. São eficazes e importantes para facilitar o movimento dos organismos entre manchas de hábitat (Rosenberg et al. 1997; Puth e Wilson 2001).

O comprimento da borda da paisagem ao redor dos fragmentos é preditor para riqueza de espécies raras uma vez que as bordas são consideradas componentes de hábitats importantes para muitas espécies (Comfort et al. 2016). Grandes extensões de borda podem indicar paisagem com grandes fragmentos ou paisagens com pequenos fragmentos e numerosos. As duas situações favorecem a sobrevivência das aves em paisagens fragmentadas. O tamanho tem sido relacionado com abundância de frugívoros (Uezu et al. 2005) riqueza e tamanho de bandos mistos (Maldonado-Coelho e Marini 2000) enquanto que a conectividade beneficia todos os grupos funcionais (Martensen et al. 2008).

Este estudo mostrou que em paisagens com fragmentos florestais no Cerrado a conectividade funcional parece ser mais importante do que a conectividade estrutural. Em paisagens com estas características recomenda-se a conservação de um mosaico formado por fragmentos grandes e pequenos, devendo considerar também a forma dos remanescentes e a presença de corredores florestais associados a cursos d'água. O grande número de espécies caracterizadas como raras encontrado neste estudo eleva o grau de ameaça para muitas aves das comunidades registradas nos fragmentos. Essas espécies ocorrem em poucos fragmentos e têm uma forte tendência de desaparecer. Diante deste quadro de ameaça recomendam-se atividades de restauração, sobretudo resolvendo os passivos ambientais das propriedades rurais, e criação de unidades de conservação.

### **Agradecimentos**

Gostaria de agradecer a todos os proprietários de terras que deram permissão para realizar este estudo em suas propriedades; a Hermes W. P. Claro pelo auxílio no campo e aos integrantes do Laboratório de Planejamento para Conservação - LaBIO do Departamento de Zoologia da Universidade de Brasília pelo apoio técnico.

## Referências

- Aleixo A, Vielliard JME (1995) Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brazil. *Revista brasileira de Zoologia* 12: 493-511
- Alquezar RD (2013) Efeitos da Fragmentação de Hábitat nas comunidades de Aves do Cerrado. Dissertação, Universidade de Brasília
- Anjos L (1998) Consequências biológicas da fragmentação no norte do Paraná. *Série Técnica do Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais* 12: 87-94
- Anjos L (2001) Bird communities in five Atlantic forest fragments in southern Brazil. *Ornitologia Neotropical* 12: 11-27
- Anjos L (2004) Species richness and relative abundance of birds in natural and anthropogenic fragments of Brazilian Atlantic forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 76: 429-434
- Anjos L (2006) Bird Species Sensitivity in a Fragmented Landscape of the Atlantic Forest in Southern Brazil. *Biotropica* 38: 229-234
- Anjos L (2007) A eficiência do método de amostragem por pontos de escuta na avaliação da riqueza de aves. *Revista Brasileira de Ornitologia* 15: 239-243
- Anjos L, Boçon R (1999) Bird communities in natural forest patches in Southern Brazil. *Wilson Bulletin* 111: 397-414
- Anjos L, Collins CD, Holt RD, Volpato GH, Mendonça LB, Lopes EV, Boçon R, Bisheimer MV, Serafini PP, Carvalho J (2011) Bird species abundance–occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* 144: 2213-2222

Antongiovanni M, Metzger JP (2005) Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122: 441-451

Antunes AZ (2010) Avifauna - Plano de Manejo da Estação Ecológica de Assis. São Paulo: Instituto Florestal/Secretaria do Meio Ambiente. Disponível a partir de [http://iflorestal.sp.gov.br/files/2013/03/Plano\\_de\\_Manejo\\_EEc\\_Assis.pdf](http://iflorestal.sp.gov.br/files/2013/03/Plano_de_Manejo_EEc_Assis.pdf) (acessado em dezembro de 2015).

Banks-Leite C, Ewers RM, Metzger JP (2010) Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. *Oikos* 119: 918-926

Barbaro L, Brockerhoff EG, Giffard B, Halder IV (2012) Edge and area effects on avian assemblages and insectivory in fragmented native forests. *Landscape Ecology* 27: 1451-1463

Becker RG, Paise G, Pizo MA (2013) The structure of bird communities in areas revegetated after mining in southern Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 21: 221-234

Bereczki K, Hajdu K, Báldi A (2015) Effects of forest edge on pest control service provided by birds in fragmented temperate forests. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 61: 289-304

Bondel J, Chessel Ferry C, Frochot, B (1970) La méthode des indices ponctuels d'abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par "stations d'écoute". *Alauda* 38: 55-71

Borges FJA (2008) Efeitos da fragmentação sobre o sucesso reprodutivo de aves em uma região de cerrado no Distrito Federal. Dissertação, Universidade de Brasília

Borges VMS (2011) Formação de uma nova centralidade do setor sucroenergético no cerrado: o caso de Quirinópolis, Estado de Goiás. Tese, Universidade Federal de Goiás

Boscolo D, Metzger JP (2011) Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. *Ecography* 34: 1018-1029

Brooks T, Pimm SL, Oyugi JO (1999a) Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation Biology* 13: 1140-1150

Brooks T, Tobias J, Balmford A (1999b) Deforestation and bird extinctions in the Atlantic forest. *Animal Conservation* 2: 211-222

Brown JH, Kodric-Brown A (1977) Turnover rates in insular biogeography: Effect of immigration on extinction. *Ecology* 58: 445-449

Cândido Jr. JF (2000) The edge effect in a forest bird community in Rio Claro, São Paulo State, Brazil. *Ararajuba* 8: 9-16

Castro DM (2008) Efeitos de borda em ecossistemas tropicais: síntese bibliográfica e estudo de caso em fragmentos de cerrado, na região nordeste do estado de São Paulo. Dissertação, Universidade de São Paulo.

Cavarzere V, Marcondes RS, Moraes GP, Donatelli RJ (2012) Comparação quantitativa da comunidade de aves de um fragmento de floresta semidecidual do interior do Estado de São Paulo em intervalo de 30 anos. *Iheringia, Série Zoologia* 102: 384-393

Cavarzere V, Moraes GP, Dalbeto AC, Maciel FG, Donatelli RJ (2011) Birds from cerradão woodland, an overlooked forest of the cerrado region, Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 51: 259-273

CBRO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2014) Listas das aves do Brasil, 11<sup>a</sup> Edição, 1/1/2014. Disponível a partir de <http://www.cbro.org.br> (acessado em outubro de 2014)

Christiansen MM, Pitter E (1997) Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in Southeastern Brazil. *Biological Conservation* 80: 23-32

Comfort EJ, Clark DA, Anthony RG, Bailey J, Bets MG (2016) Quantifying edges as gradients at multiple scales improves habitat selection models for northern spotted owl.

Landscape Ecology 31: 1-14. Disponível a parti de <http://link.springer.com/article/10.1007/s10980-015-0330-1> (acessado em janeiro de 2016)

Colwell RK, Coddington JA (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions B* 345: 101-118

Crooks KR, Suarez AV, Bolger DT, Soule ME (2001) Extinction and colonization of birds on hábitat islands. *Conservation Biology* 15: 159-172

Cruz BB, Piratelli AJ (2011) Avifauna associada a um trecho urbano do Rio Sorocaba, Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 11: 255-264

D'Alincourt L (2006) Memória sobre a viagem do porto de Santos à cidade de Cuiabá. Brasília: Senado Federal, Conselho Editorial

De Coster G, Banks-Leite C, Metzger JP (2015) Atlantic forest bird communities provide different but not fewer functions after hábitat loss. *Proceedings Royal Society B* 282:20142844. Disponível a partir de <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.2844> (acessado em dezembro de 2015)

Dias SC (2004) Planejando estudos de diversidade e riqueza: uma abordagem para estudantes de graduação. *ActaScientiarum* 26: 373-379

ESRI (2015) ArcGIS 10.3.1 — Geographical information system. Environment System Research Institute Inc., Redlands, California

Fahrig L (2003) Effects of hábitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34: 487-515

Felfili JM (2003) Fragmentos de florestas estacionais do Brasil Central: diagnóstico e proposta de corredores ecológicos. In: Costa RB (org) Fragmentação florestal e alternativas de desenvolvimento rural na Região Centro-Oeste. Universidade Católica Dom Bosco, Campo Grande, pp 195-263

- Franklin JF, Lindenmayer DB (2009) Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. *PNAS* 106: 349-350
- Galetti M, Alves-Costa CP, Cazetta E (2003) Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit colour on the consumption of ornithocoric fruits. *Biological Conservation* 111: 269-273
- Gascon C, Lovejoy TE, Bierregaard Jr. RO, Malcolm JR, Stouffer PC, Vasconcelos HL, Laurance WF, Zimmerman B, Tocher M, Borges S (1999) Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223-229
- Gotelli NJ (1991) Metapopulation models: the rescue effect, the propagule rain, and the core-satellite hypothesis. *The American Naturalist* 138: 768-776
- Grise MM (2008) A estrutura da paisagem do mosaico de unidades de conservação do litoral norte do Paraná. Dissertação, Universidade Federal do Paraná
- Hanski I, Ovaskainen O (2002) Extinction Debt at Extinction Threshold. *Conservation Biology* 16: 666-673
- Harper KA, Macdonald SE, Burton PJ, Chen J, Brosnoff KD, Sanders SC, Euskirchen ES, Roberts D, Jaiteh MS, Esseen P-A (2005) Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, 19: 768-782
- IBGE (2004) Mapa de Biomas do Brasil. Escala 1:5.000.000. Disponível a partir de <http://mapas.ibge.gov.br/>. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, Rio de Janeiro-RJ (acessado em setembro de 2009)
- IBGE (2012) Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Disponível a partir de [ftp://geoftp.ibge.gov.br/documentos/recursos\\_naturais/manuais\\_tecnicos/manual\\_tecnico\\_vegetacao\\_brasileira.pdf](ftp://geoftp.ibge.gov.br/documentos/recursos_naturais/manuais_tecnicos/manual_tecnico_vegetacao_brasileira.pdf). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, Rio de Janeiro-RJ (acessado em dezembro de 2015)

IBGE (2015). Estimativas de população para 1º de julho de 2014. Disponível a partir de [http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2014/estimativa\\_dou.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2014/estimativa_dou.shtm) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, Rio de Janeiro-RJ (acessado em julho de 2015)

INPE (2015). TerraClass – Projeto TerraClass Cerrado – mapeamento do uso e cobertura vegetal do Cerrado. Disponível em <http://www.dpi.inpe.br/tccerrado/> (acessado em janeiro de 2015)

Laurance SGW (2004) Responses of understory rain forest birds to road edges in central Amazonia. *Ecological Applications* 14: 1344-1357

Laurance WF, Nascimento HEM, Laurance S, Andrade AC, Fearnside PM, Ribeiro JEL, Capretz RL (2006) Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology* 87: 469-482

Lima-Ribeiro MS (2008) Efeitos de borda sobre a vegetação e estruturação populacional em fragmentos de Cerradão no Sudoeste Goiano, Brasil. *Acta botânica brasileira* 22: 535-545

Lindell CA, Riffell SK, Kaiser SA, Battin AL, Smith ML, Sisk TD (2007) Edge responses of tropical and temperate birds. *The Wilson Journal of Ornithology* 119: 205-220

Machado RB (2000) A fragmentação do Cerrado e efeitos sobre a avifauna na região de Brasília-DF. Tese, Universidade de Brasília

Machado RB, Aguiar LMS (2010) A ocupação do cerrado e os menosprezados impactos sobre a biodiversidade. *Revista UFG* 2: 9-14

Machado RB, Ramos Neto MB, Pereira PGP, Caldas EF, Gonçalves DA, Santos NS, Tabor K, Steininger M (2004) Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Relatório técnico não publicado. Conservação Internacional, Brasília, DF

Magurran AE (2004) Measuring biological diversity. Blackwell Publishing Company, New Jersey

Malcolm JR (1994) Edge effects in central Amazonian forest fragments. *Ecology* 75: 2438-2445

Maldonado-Coelho M, Marini MÂ (2000) Effects of Forest fragment size and successional stage on mixed-species bird flocks in southeastern Brazil. *Condor* 102: 585-594

Manica LT, Telles M, Dias MM (2010) Bird richness and composition in a Cerrado fragment in the State of São Paulo. *Brazilian Journal of Biology* 70: 243-254

Marini MÂ (2001) Effects of forest fragmentation on birds of the Cerrado region, Brazil. *Bird Conservation International* 11: 13-5

Marini MÂ, Garcia FI (2005) Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade* 1: 95-102

Martensen AC, Pimentel RG, Metzger JP (2008) Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biological Conservation* 141: 2184-2192

Martin TG, Catterall CP (2001) Do fragmented coastal heathlands have hábitat value to birds in eastern Australia? *Wildlife Research* 28: 17-31

Martins SS (2002) Efeitos da fragmentação de hábitat sobre a prevalência de parasitoses intestinais em *Alouatta belzebul* (Primates, Platyrrhini) na Amazônia oriental. Dissertação, Universidade Federal do Pará

Melo AS (2008) O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica* 8: 21-27

Melo C, Marini MÂ (1997) Predação de ninhos artificiais em fragmentos de matas do Brasil Central. *Ornitologia Neotropical* 8: 7-14



- Meneses-Tovar CL (2011) NDVI as indicator of degradation. *Unasylva* 238: 39-46
- Metzger JP, Martensen AC, Dixo M, Bernacci LC, Ribeiro MC, Teixeira AMG, Pardini R (2009) Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142: 1166-1177
- Meyer AL, Cameron GN (2003) Landscape characteristics, spatial extent, and breeding bird diversity in Ohio, USA. *Diversity and Distributions* 9: 297-311
- Mikich SB (2002) A dieta frugívora de *Penelope superciliaris* (Cracidae) em remanescentes de floresta estacional semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil e sua relação com *Euterpe edulis* (Arecaceae). *Ararajuba* 10: 207-217
- MMA (Ministério do Meio Ambiente) (2011) Monitoramento do bioma cerrado: 2009-2010. CID Ambiental, Brasília. Disponível a partir de [http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf\\_chm\\_rbbio/\\_arquivos/relatoriofinal\\_cerrado\\_2010\\_final\\_72\\_1.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/relatoriofinal_cerrado_2010_final_72_1.pdf) (acessado em julho de 2015)
- MMA (Ministério do Meio Ambiente) (2014) Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. Portaria nº 444 de 17 de dezembro de 2014 - Anexo I. Diário Oficial da União - Seção 1. Disponível a partir de [http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/avaliacao-do-risco/PORTARIA\\_No\\_BA\\_444\\_DE\\_17\\_DE\\_DEZEMBRO\\_DE\\_2014.pdf](http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/avaliacao-do-risco/PORTARIA_No_BA_444_DE_17_DE_DEZEMBRO_DE_2014.pdf) (acessado em julho de 2015)
- Morante-Filho JC, Faria D, Mariano-Neto E, Rhodes J (2015) Birds in anthropogenic landscapes: the responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic forest. *PLOS ONE* 10: e0128923. doi:10.1371/journal.pone.0128923
- Moser D, Zechmeister HG, Plutzer C, Sauberer N, Wrabka T, Grabherr G (2002) Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes. *Landscape Ecology* 17: 657-669
- Motta-Júnior JC (1990) Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres na região central do Estado de São Paulo. *Ararajuba* 1: 65-71

Murcia C (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62

Mutagwaba SJ (2010) Diversity and distribution of avifauna resource: a case of Lake Burigi Wetland, north western Tanzania. Dissertation, University of Agriculture

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858

Piratelli A, Andrade VA, Filho ML (2005) Aves de fragmentos florestais em área de cultivo de cana-de-açúcar no sudeste do Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.* 95: 217-222

Piratelli AJ, Sousa SD, Corrêa JS, Andrade VA, Ribeiro RY, Avelar LH, Oliveira EF (2008) Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 68: 259-268

Puth LM, Wilson KA (2001) Boundaries and corridors as a continuum of ecological flow control: lessons from rivers and streams. *Conservation Biology* 15: 21-30

QGIS Development Team (2015). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponível a partir de <http://qgis.osgeo.org> (acessado em julho de 2015)

R Core Team (2015) R: a language and environmental for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível a partir de: <http://www.R-project.org/> (acessado em dezembro de 2015)

Restrepo C, Gomez N (1998) Responses of understory birds to anthropogenic edges in a neotropical montane forest. *Ecological Applications* 8: 170-183

Restrepo C, Gomez N, Heredia S (1999) Anthropogenic edges, treefall gaps, and fruit-frugivore interactions in a neotropical montane forest. *Ecology* 80: 668-685

Ribeiro JF, Walter BMT (1998) Fitofisionomias do bioma cerrado. In: Sano SM, Almeida SP (eds) Cerrado ambiente e flora. Embrapa, Planaltina, DF, pp 89-166

Ribon R, Simon JE, De Mattos GT (2003) Bird extinctions in atlantic forest fragments of Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17: 1827-1839

Rohling FJ, Silva NM (2012) Padrão de fragmentação da vegetação nativa na zona rural associada ao perímetro urbano de Rondonópolis, Mato Grosso. *Caminho de Geografia* 13: 42-51. Disponível a partir de <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/16527/9222> (acessado em dezembro de 2015)

Roma JC (2006) A fragmentação e seus efeitos sobre aves de fitofisionomia abertas do Cerrado. Tese, Universidade de Brasília

Rosenberg DK, Noon BR, Meslow EC (1997) Biological corridors: form, function, and efficacy. *BioScience* 47: 677-687

Sano EE, Rosa R, Brito JLS, Ferreira LG (2008) Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 43: 153-156

Santos BA, Peres CA, Oliveira MA, Grillo A, Alves-Costa CP, Tabarelli M (2008) Drastic erosion in functional attributes of tree assemblage in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil *Biological Conservation* 141: 249-260

Santos MPD, Cerqueira PV, Soares LMS (2010) Avifauna em seis localidades no Centro-Sul do Estado do Maranhão, Brasil. *Ornithologia* 4: 49-65

Sam K, Koane B, Jeppy S, Vovotny V (2014) Effect of forest fragmentation on bird species richness in Papua New Guinea. *Journal of Field Ornithology* 85:152-167

Schilling AN, Batista JLF (2008) Curva de acumulação de espécies e suficiência amostral em florestas tropicais. *Revista Brasileira de Botânica* 31: 179-187

- Sekercioglu CH, Ehrlich PR, Daily GC, Aygen D, Goehring D, Sandí RF (2002) Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99: 263-267
- Sick H (1997) *Ornitologia brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro
- Sigel BJ, Sherry TW, Young BE (2006) Avian Community Response to Lowland Tropical Rainforest Isolation: 40 Years of Change at La Selva Biological Station, Costa Rica. *Conservation Biology* 20: 111-121
- Silva AA, Castro SS (2013) Potencial e risco à compactação dos solos da microrregião de Quirinópolis, sudoeste do estado de Goiás. *Revista Territorial – Goiás* 2: 106-127
- Silva JMC (1995) Birds of the Cerrado region, South America. *Steenstrupia* 21: 69-92
- Silva JMC, Bates JM (2002) Biogeographic patterns and conservation in South American cerrado: a tropical savanna hotspot. *BioScience* 52: 225-233
- Silva JMC, Oniki Y (1988) Lista preliminar da avifauna da Estação Ecológica Serra das Araras, Mato Grosso, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Zoologia* 4: 123-143
- Silva JMC, Santos MPD (2005) A importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros. In: Scariot A, Sousa-Silva JC, Felfili JM (orgs.) *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, pp 219-233
- Soini E (2006) Bird diversity and land use on the southern slopes of Mt. Kilimanjaro, Tanzania. *African Zoology*, in press
- Stotz DF, Fitzpatrick JW, Parker III TA, Moskovits DK (eds) (1996) *Neotropical birds: ecology and conservation*. University of Chicago Press, Chicago

Stouffer PC, Bierregaard Jr. RO (1995) Use of Amazonian forest fragments by understory Insectivorous birds. *Ecology* 76: 2429-2445

Telles M, Dias MM (2010) Bird communities in two fragments of Cerrado in Itirapina, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 70: 537-550

Uezu A (2006) Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema. Tese, Universidade de São Paulo

Uezu A, Metzger JP, Vielliard JME (2005) Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123: 507-519

Valadão RM (2012) Birds of the Estação Ecológica Serra das Araras, Mato Grosso, Brazil. *Biota Neotropica* 12: 263-281

Valadão RM, Franchin AG, Marçal Júnior O (2006) A avifauna no Parque Municipal Victório Siquierolli, zona urbana de Uberlândia (MG). *Biotemas* 19: 81-91

Veloso HP, Ranges Filho ALR, Lima JCA (1991) Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro. Disponível a partir de [http://biblioteca.ibge.gov.br/colecao\\_digital\\_publicacoes.php](http://biblioteca.ibge.gov.br/colecao_digital_publicacoes.php) (acessado em dezembro de 2015)

Vetter D, Rücker G, Storch I (2013) Meta-analysis of tropical forest edge effects on bird nest predation risk: Edge effects in avian nest predation. *Biological Conservation* 159: 382-395

Vidolin GP, Biondi D, Wandembruck A (2011) Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de floresta com araucária, Paraná, Brasil. *Revista Árvore* 35: 515-525

Vieira FM, Purificação KN, Castilho LS, Pascotto MC (2013) Estrutura trófica da avifauna de quatro fitofisionomias de Cerrado no Parque Estadual da Serra Azul. *Ornithologia* 5: 43-57

Vielliard J, Silva WR (1990) Nova metodologia de levantamento quantitativo da avifauna e primeiros resultados do interior do Estado de São Paulo, Brasil. In Anais do IV Encontro Nacional dos Anilhadores de Aves, 117-151, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife

Wilcove DS, McLellan CH, Dobson AP (1986) Hábitat fragmentation in the temperate zone. In: Soulé ME (ed) Conservation Biology: the science of scarcity and diversity. Sinauer Ass., Sunderland, pp 237-256

Willis EO (1979) The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. Papéis Avulsos de Zoologia 33: 1-25

Willis EO (2006) Protected cerrado fragments grow up and lose even metapopulational birds in central São Paulo, Brazil. Brazilian Journal of Biology 66: 829-837

Z\_GIS – Department of Geoinformatics (2015) V-LATE - Vector-based Landscape Analysis Tools Extension. University of Salzburg, Austria. Disponível a partir de <https://sites.google.com/site/largvlate/gis-tools/v-late> (acessado em dezembro de 2015)

## Material Suplementar

**Tabela 1** Espécies de aves registradas em 20 fragmentos de floresta estacional semidecidual no sul do estado de Goiás. Hábito alimentar (H.A.) de cada espécie: CA, carnívoro; FR, frugívoro; GR, granívoro; I, insetívoro; NE, nectarívoro; O, onívoro. A nomenclatura seguiu o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2014).

Família/Espécie	Fragmento Conectado										Fragmento Isolado										H.A.
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
<b>Tinamidae</b>																					
<i>Crypturellus parvirostris</i> (Wagler, 1827)	X	X	X	X		X	X	X			X	X	X	X					X	O	
<i>Crypturellus undulatus</i> (Temminck, 1815)	X	X		X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	O	
<b>Anhimidae</b>																					
<i>Anhima cornuta</i> (Linnaeus, 1766) <sup>a</sup>									X											O	
<b>Cracidae</b>																					
<i>Crax fasciolata</i> Spix, 1825		X	X	X					X			X								O	
<i>Penelope superciliaris</i> Temminck, 1815		X													X		X			FR	
<b>Threskiornithidae</b>																					
<i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)	X									X										CA	
<b>Accipitridae</b>																					
<i>Geranospiza caerulescens</i> (Vieillot, 1817)																	X			CA	
<i>Ictinia plumbea</i> (Gmelin, 1788)	X																			I	
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	X	X	X			X	X		X			X				X	X			CA	
<b>Columbidae</b>																					
<i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831)		X	X	X	X	X			X								X	X	X	FR	
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)		X	X	X	X	X		X	X	X			X	X	X	X	X	X	X	FR	
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)	X		X	X				X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	FR	
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	X			X		X	X		X			X		X		X	X	X	X	FR	
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)			X	X	X	X	X		X	X		X	X	X		X	X		X	FR	
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)		X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	FR	
<i>Patagioenas speciosa</i> (Gmelin, 1789)			X				X	X	X	X		X	X	X		X		X	X	FR	
<b>Cuculidae</b>																					
<i>Coccyzus euleri</i> Cabanis, 1873														X						I	
<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758																	X			I	
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)				X													X			I	
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	X	X				X	X	X	X	X	X	X	X				X	I	
<b>Strigidae</b>																					
<i>Glaucidium brasilianum</i> (Gmelin, 1788)								X						X						CA	
<i>Pulsatrix perspicillata</i> (Latham, 1790) <sup>a</sup>	X																			CA	
<b>Caprimulgidae</b>																					
<i>Hydropsalis parvula</i> (Gould, 1837) <sup>a</sup>	X	X		X	X	X			X				X				X			I	
<b>Trochilidae</b>																					
<i>Amazilia versicolor</i> (Vieillot, 1818)														X						NE	
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)		X	X			X	X	X					X		X	X	X	X	X	NE	
<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)														X						NE	

Família/Espécie	Fragmento Conectado										Fragmento Isolado										H.A.
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
<i>Phaethornis pretrei</i> (Lesson & Delattre, 1839)	X	X					X		X		X	X									NE
<i>Thalurania furcata</i> (Gmelin, 1788)						X					X	X			X						NE
<b>Trogonidae</b>																					
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X			O
<b>Momotidae</b>																					
<i>Momotus momota</i> (Linnaeus, 1766)	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X		X	X	O
<b>Galbulidae</b>																					
<i>Galbula ruficauda</i> Cuvier, 1816	X	X	X	X	X	X	X		X		X	X			X		X			X	I
<b>Bucconidae</b>																					
<i>Chelidoptera tenebrosa</i> (Pallas, 1782)		X							X						X			X			I
<b>Ramphastidae</b>																					
<i>Pteroglossus castanotis</i> Gould, 1834				X			X		X												FR
<i>Ramphastos toco</i> Statius Muller, 1776	X		X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	FR
<b>Picidae</b>																					
<i>Campephilus melanoleucos</i> (Gmelin, 1788)	X			X												X	X				I
<i>Celeus flavescens</i> (Gmelin, 1788)	X	X		X		X			X						X		X		X		I
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)				X					X						X		X	X	X		I
<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	X	X		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	I
<i>Melanerpes candidus</i> (Otto, 1796)									X												I
<i>Melanerpes flavifrons</i> (Vieillot, 1818)	X																				I
<i>Picumnus albosquamatus</i> d'Orbigny, 1840		X	X		X		X	X	X						X	X					I
<i>Veniliornis passerinus</i> (Linnaeus, 1766)																			X		I
<b>Falconidae</b>																					
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)					X				X						X		X		X		CA
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)									X										X		CA
<b>Psittacidae</b>																					
<i>Amazona aestiva</i> (Linnaeus, 1758)			X								X		X								FR
<i>Amazona amazonica</i> (Linnaeus, 1766)	X						X		X	X	X	X	X				X	X	X		FR
<i>Ara ararauna</i> (Linnaeus, 1758)									X												FR
<i>Brotogeris chiriri</i> (Vieillot, 1818)	X	X	X	X	X	X	X		X		X	X	X		X	X		X		FR	
<i>Diopsittaca nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	X	X		X	X		X	X			X	X	X						X		FR
<i>Eupsittula aurea</i> (Gmelin, 1788)		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	FR
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	X										X	X								X	FR
<i>Psittacara leucophthalmus</i> (Statius Muller, 1776)									X		X										FR
<b>Thamnophilidae</b>																					
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)		X	X		X	X	X		X	X	X	X	X		X		X		X		I
<i>Herpsilochmus longirostris</i> Pelzeln, 1868									X	X	X	X	X		X	X		X	X		I
<i>Taraba major</i> (Vieillot, 1816)	X	X	X	X		X		X	X	X	X	X	X				X		X		I
<i>Thamnophilus doliatus</i> (Linnaeus, 1764)		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	I
<i>Thamnophilus pelzelni</i> Hellmayr, 1924	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	I
<b>Dendrocolaptidae</b>																					
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> Spix, 1825								X							X	X					I
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> (Vieillot, 1818)	X		X															X			I
<b>Furnariidae</b>																					
<i>Synallaxis frontalis</i> Pelzeln, 1859				X					X	X	X				X			X		X	I



Família/Espécie	Fragmento Conectado										Fragmento Isolado										H.A.
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
<b>Pipridae</b>																					
<i>Neopelma pallescens</i> (Lafresnaye, 1853)				X	X								X		X						FR
<b>Tityridae</b>																					
<i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766)	X								X	X							X				O
<b>Rhynchocyclidae</b>																					
<i>Poecilatriccus latirostris</i> (Pelzeln, 1868)						X															I
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)			X				X	X	X		X	X	X	X	X	X	X			X	I
<b>Tyrannidae</b>																					
<i>Casiornis rufus</i> (Vieillot, 1816)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X	X	X	I
<i>Cnemotriccus fuscatus</i> (Wied, 1831)			X	X	X		X	X			X			X			X	X	X	I	
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	O
<i>Myiarchus tyrannulus</i> (Statius Muller, 1776)	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	I	
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	X	X					X	X	X	X	X			X	X		X		X	O	
<i>Myiopagis caniceps</i> (Swainson, 1835)												X								I	
<i>Myiopagis gaimardii</i> (d'Orbigny, 1839)												X								I	
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	O
<i>Saltator maximus</i> (Statius Muller, 1776)		X	X	X		X	X	X							X			X	X	O	
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837			X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X					O	
<i>Sirystes sibilator</i> (Vieillot, 1818)		X	X	X		X	X								X		X			I	
<i>Tyrannus albogularis</i> Burmeister, 1856																	X			I	
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819		X	X		X	X	X		X				X	X	X	X	X	X	X	X	I
<i>Tyrannus savana</i> Vieillot, 1808	X																			I	
<b>Vireonidae</b>																					
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	O	
<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)			X											X			X			I	
<b>Corvidae</b>																					
<i>Cyanocorax cyanopogon</i> (Wied, 1821)				X	X	X		X						X	X	X	X		X	O	
<b>Hirundinidae</b>																					
<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)	X																			I	
<i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817)		X						X							X					I	
<b>Troglodytidae</b>																					
<i>Cantorchilus leucotis</i> (Lafresnaye, 1845)						X		X											X	I	
<b>Turdidae</b>																					
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		X		X	O	
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818		X																		O	
<b>Passerellidae</b>																					
<i>Arremon flavirostris</i> Swainson, 1838			X																	I	
<b>Parulidae</b>																					
<i>Monasa nigrifrons</i> (Spix, 1824)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	O	
<i>Myiothlypis flaveola</i> Baird, 1865	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	I	
<i>Myiothlypis leucophrys</i> (Pelzeln, 1868)	X					X														I	
<b>Icteridae</b>																					
<i>Cacicus cela</i> (Linnaeus, 1758)		X																		O	
<i>Gnorimopsar chopi</i> (Vieillot, 1819)	X	X	X				X	X							X	X	X	X	X	O	
<i>Icterus cayanensis</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	X	X		X		X	X	X	X	X	X						X	O	

Família/Espécie	Fragmento Conectado										Fragmento Isolado										H.A.
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)				X																	O
<b>Thraupidae</b>																					
<i>Cissopis leverianus</i> (Gmelin, 1788)	X								X												O
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	X	X													X	X					NE
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	X	X	X			X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	O
<i>Hemithraupis guira</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	X	X	X			X	X	X	X	X			X	X	X	X	X	X	O
<i>Lanio penicillatus</i> (Spix, 1825)			X					X	X		X	X			X		X			X	O
<i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)			X	X					X												O
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)							X				X										GR
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)		X	X					X					X		X						O
<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1823)											X										O
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	X	X			X	X	X		X	X	X		X	X	X		X		O
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)		X				X	X	X							X						GR
<b>Cardinalidae</b>																					
<i>Piranga flava</i> (Vieillot, 1822)													X								O
<b>Fringillidae</b>																					
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	X	X	X			X	X	X	X	X			X						O

<sup>a</sup> - Espécies excluídas das análises.

**Tabela 2** Relação das espécies de aves registradas em 20 fragmentos de florestais (floresta estacional semidecidual) no sul do estado de Goiás, classificadas de acordo com a frequência relativa: R, raro; RC, razoavelmente comum; C, comum.

Nome científico	Frequência Relativa
<i>Amazilia versicolor</i> (Vieillot, 1818)	R
<i>Amazona aestiva</i> (Linnaeus, 1758)	R
<i>Amazona amazonica</i> (Linnaeus, 1766)	RC
<i>Anhima cornuta</i> (Linnaeus, 1766)	- <sup>a</sup>
<i>Ara ararauna</i> (Linnaeus, 1758)	R
<i>Arremon flavirostris</i> Swainson, 1838	R
<i>Brotogeris chiriri</i> (Vieillot, 1818)	C
<i>Cacicus cela</i> (Linnaeus, 1758)	R
<i>Campephilus melanoleucos</i> (Gmelin, 1788)	R
<i>Cantorchilus leucotis</i> (Lafresnaye, 1845)	R
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	RC
<i>Casiornis rufus</i> (Vieillot, 1816)	C
<i>Celeus flavescens</i> (Gmelin, 1788)	RC
<i>Chelidoptera tenebrosa</i> (Pallas, 1782)	A
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	C
<i>Cissopis leverianus</i> (Gmelin, 1788)	R
<i>Cnemotriccus fuscatus</i> (Wied, 1831)	RC
<i>Coccyzus euleri</i> Cabanis, 1873	R
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	R
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	RC
<i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831)	RC
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)	C
<i>Crax fasciolata</i> Spix, 1825	RC
<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758	R
<i>Crypturellus parvirostris</i> (Wagler, 1827)	C
<i>Crypturellus undulatus</i> (Temminck, 1815)	C
<i>Cyanocorax cyanopogon</i> (Wied, 1821)	RC
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	C
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	C

<b>Nome científico</b>	<b>Frequência Relativa</b>
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> Spix, 1825	R
<i>Diopsittaca nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	RC
<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)	C
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	C
<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	R
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	C
<i>Eupsittula aurea</i> (Gmelin, 1788)	C
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	R
<i>Galbula ruficauda</i> Cuvier, 1816	C
<i>Geranospiza caerulescens</i> (Vieillot, 1817)	R
<i>Glaucidium brasilianum</i> (Gmelin, 1788)	R
<i>Gnorimopsar chopi</i> (Vieillot, 1819)	RC
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	R
<i>Hemithraupis guira</i> (Linnaeus, 1766)	C
<i>Herpsilochmus longirostris</i> Pelzeln, 1868	RC
<i>Hydropsalis parvula</i> (Gould, 1837)	- <sup>a</sup>
<i>Icterus cayanensis</i> (Linnaeus, 1766)	C
<i>Ictinia plumbea</i> (Gmelin, 1788)	R
<i>Lanio penicillatus</i> (Spix, 1825)	RC
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> (Vieillot, 1818)	R
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)	C
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	C
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	C
<i>Melanerpes candidus</i> (Otto, 1796)	R
<i>Melanerpes flavifrons</i> (Vieillot, 1818)	R
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	R
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	R
<i>Momotus momota</i> (Linnaeus, 1766)	C
<i>Monasa nigrifrons</i> (Spix, 1824)	C
<i>Myiarchus tyrannulus</i> (Statius Muller, 1776)	C
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	RC
<i>Myiopagis caniceps</i> (Swainson, 1835)	R
<i>Myiopagis gaimardii</i> (d'Orbigny, 1839)	R

<b>Nome científico</b>	<b>Frequência Relativa</b>
<i>Myiothlypis flaveola</i> Baird, 1865	C
<i>Myiothlypis leucophrys</i> (Pelzeln, 1868)	R
<i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)	R
<i>Neopelma pallescens</i> (Lafresnaye, 1853)	R
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	C
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	C
<i>Patagioenas speciosa</i> (Gmelin, 1789)	C
<i>Penelope superciliaris</i> Temminck, 1815	R
<i>Phaethornis pretrei</i> (Lesson & Delattre, 1839)	RC
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	C
<i>Picumnus albosquamatus</i> d'Orbigny, 1840	RC
<i>Piranga flava</i> (Vieillot, 1822)	R
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	C
<i>Poecilotriccus latirostris</i> (Pelzeln, 1868)	R
<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)	R
<i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817)	R
<i>Psittacara leucophthalmus</i> (Statius Muller, 1776)	R
<i>Pteroglossus castanotis</i> Gould, 1834	R
<i>Pulsatrix perspicillata</i> (Latham, 1790)	- <sup>a</sup>
<i>Ramphastos toco</i> Statius Muller, 1776	C
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	RC
<i>Saltator maximus</i> (Statius Muller, 1776)	RC
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837	RC
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	R
<i>Sirystes sibilator</i> (Vieillot, 1818)	RC
<i>Synallaxis frontalis</i> Pelzeln, 1859	RC
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	RC
<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1823)	R
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	C
<i>Taraba major</i> (Vieillot, 1816)	C
<i>Thalurania furcata</i> (Gmelin, 1788)	R
<i>Thamnophilus doliatus</i> (Linnaeus, 1764)	C
<i>Thamnophilus pelzelni</i> Hellmayr, 1924	C

<b>Nome científico</b>	<b>Frequência Relativa</b>
<i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)	R
<i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766)	R
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	RC
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	C
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	C
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	R
<i>Tyrannus albogularis</i> Burmeister, 1856	R
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	RC
<i>Tyrannus savana</i> Vieillot, 1808	R
<i>Veniliornis passerinus</i> (Linnaeus, 1766)	R
<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)	R
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	RC

<sup>a</sup> – Espécies que foram excluídas das análises e por este motivo não foram classificadas quanto à frequência relativa.

## **Referências**

CBRO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2014) Listas das aves do Brasil, 11<sup>a</sup> Edição, 1/1/2014. Disponível a partir de <http://www.cbro.org.br> (acessado em outubro de 2014)

## **Conclusão Geral**

Os resultados encontrados neste trabalho sugerem que a variação da estrutura da paisagem ao longo do tempo tem grande associação com o tipo de atividade socioeconômica desenvolvida. Ao longo de uma série temporal é possível perceber como dinâmica do uso do solo em uma região afetam a paisagem e também as espécies associadas. No caso da região estudada, a ocupação esteve associada à retirada da vegetação para produção de lenha e implantação da pecuária que, posteriormente, deu lugar à agricultura, gerando uma perda de hábitat e paisagens muito fragmentadas. Outras áreas do Cerrado, principalmente a região norte do bioma, devem experimentar uma alteração semelhante, caso o modelo de desenvolvimento econômico baseado na produção de commodities tenha continuidade. No sul goiano, o modelo de ocupação implantado não levou em conta biodiversidade local e as fragilidades ambientais, sendo que a única salvaguarda ambiental existente era o Código Florestal Brasileiro. Assim, ao longo de toda a ocupação da região de estudo a única medida que poderia assegurar a conservação da biodiversidade foi a legislação ambiental, o que efetivamente não aconteceu.

Diante deste quadro de fragmentação florestal no Cerrado, parte das aves tem respondido positivamente ao efeito de borda e a conectividade funcional parece ser mais importante do que conectividade estrutural. Entretanto, o grande número de espécies sensíveis a perturbações indica alto grau de ameaça, principalmente considerando o tempo de latência das espécies para responder à fragmentação, que necessita de maiores estudos para sua elucidação. Recomenda-se a criação de unidades de conservação e adoção de prática de manejo e restauração da paisagem, conservando remanescentes grandes e pequenos, garantindo maior heterogeneidade de ambientes.